

## **Doktori értekezés**

### **A hosszútávú vonuló énekesmadár fajok állományváltozásának és populációdinamikájának vizsgálata**

**Halmos Gergő, okleveles biológus**

Eötvös Loránd Tudományegyetem

Állatrendszertani és Ökológiai Tanszék

2009.

Doktori Iskola:	Eötvös Loránd Tudományegyetem Biológia Doktori Iskola
Doktori Iskola vezetője:	Dr. Erdei Anna, egyetemi tanár
Doktori Program:	Zootaxonómia, Állatökológia, Hidrobiológia doktori program
Programvezető:	Dr. Dózsa-Farkas Klára, egyetemi tanár
Témavezető:	Dr. Török János, egyetemi tanár, DSc. Dr. Csörgő Tibor, tudományos munkatárs
Kutatóhely:	Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület és ELTE Állatrendszertani és Ökológiai Tanszék

## TARTALOMJEGYZÉK

1	Bevezetés.....	4
1.1	A hosszútávú vonuló madarak állományváltozása.....	5
1.2	A költő és telelő területek hatása a vonuló madarak állományváltozásaira .....	11
1.3	A hosszútávú vonuló madárfajok állománycsökkenését magyarázó hipotézisek .....	14
1.3.1	Klímaváltozás.....	14
1.3.2	Afrikai szárazodás .....	14
1.3.3	Mezőgazdaság .....	15
1.3.4	Konnektivitás .....	16
1.3.5	Pihenőterületek.....	17
2	Célkitűzések .....	19
3	A hosszútávú vonuló madárfajok állományváltozásának vizsgálata Magyarországon az MMM program eredményei alapján .....	20
3.1	Adatbázis .....	20
3.2	Eredmények .....	30
3.3	Megvitatás .....	33
4	A hosszútávú vonuló madárfajok állományváltozásának vizsgálata Magyarországon hosszútávú gyűrűzési adatsorok alapján .....	35
4.1	Területek és adatok.....	35
4.2	Eredmények .....	37
4.2.1	Állományváltozási trendek.....	37
4.2.2	A különböző vonulási stratégiájú fajok állományainak trendjei.....	43
4.2.3	Összevetés a megfigyelési és befogási módszerek és területek között .....	45
4.3	Értékelés .....	47
5	Populációdinamikai vizsgálatok hosszútávú gyűrűzési (jelölés-visszafogás) adatok alapján .....	50
5.1	Terület és adatok.....	50
5.2	Az elemzés módszerei .....	50

5.2.1	Alapadatok: Abundancia, Produktivitás.....	50
5.2.2	Túlélési ráta becslése.....	51
5.2.3	környezeti változók korrelációanalízise .....	52
5.3	Eredmények .....	53
5.3.1	Az abundancia és a produktivitás változása .....	53
5.3.2	Túlélési ráták .....	70
5.3.3	Afrikai vegetációindexek (NDVI) korrelációja.....	83
5.4	Értékelés .....	85
6	Zsír felhalmozás, repülési távolság .....	87
6.1	Területek és adatok .....	87
6.2	Az elemzés módszere .....	87
6.3	Eredmények .....	88
6.4	Értékelés .....	94
7	Szintézis .....	96
8	Tézisek .....	100
9	Köszönetnyilvánítás .....	101
10	Irodalomjegyzék .....	102
11	Összefoglalás.....	116
12	Summary .....	117

## 1 BEVEZETÉS

Az elmúlt évtizedekben nagy figyelem irányult egyes, a mérsékelt övben fészkelő és a trópusokra vonuló madárfajok állományának drasztikus csökkenésére. Egyértelműen bizonyítható volt, hogy a hosszútávú vonuló madárfajok állománya csökken, míg a rövidtávú- vagy parciális vonulók, illetve az állandó fajok esetében inkább stabilak vagy növekvők az állományok (Sanderson 2006, Ewing 2008). Ezekre a megállapításokra lehetett jutni mind az Észak-Amerikában költő fajok (Sauer & Droege 1992, Rappole & McDonald 1994, Holmes & Holmes 2007), mind az Európában fészkelő fajok esetében (Berthold et al. 1993, 1998, Böhning-Gaese & Bauer 1996, Sanderson 2006).

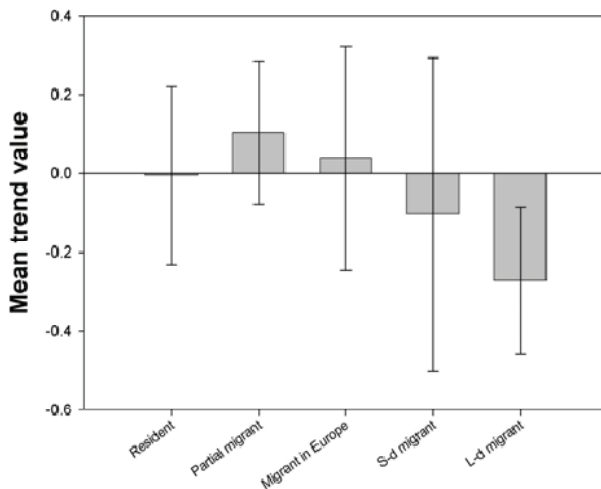
A mérsékelt övön a vonuló madarak a madárdiverzitás 80%-áért felelősek, így természetvédelmi problémáik és az ezek megoldására tett lépések a világnak ezeken a területein felölelik a madárvédelem kérdéseinek nagy részét (Wilcove & Wikelski 2008). Becslések szerint évente 2,1-5 milliárd madár vonul a Palearktikum-Afrika vonulási rendszerben (Moreau 1972, Hahn et al. 2009). A vonuló madarak védelme különösen összetett feladat, mivel a problémák, amelyekkel szembesülnek, egymástól távol lévő területeken, és az év különböző periódusaiban jelentkeznek (Newton 2004). A fajok védelmének célja az adott fajok állományának hosszútávú fenntartása. Ennek érdekében a védelmi tevékenységek tervezésekor a madarak populációdinamikájának alakulására a teljes éves ciklus alatt jelentkező hatásokat figyelembe kell venni, nem csak egy kiragadott időszakot (Kirby et al. 2008).

A következő irodalmi áttekintésben hangsúlyosan az állományváltozások jelenségét bemutató, a potenciális magyarázatokat felállító, és a természetvédelmi következtetéseket elemző publikációkat ismertetem.

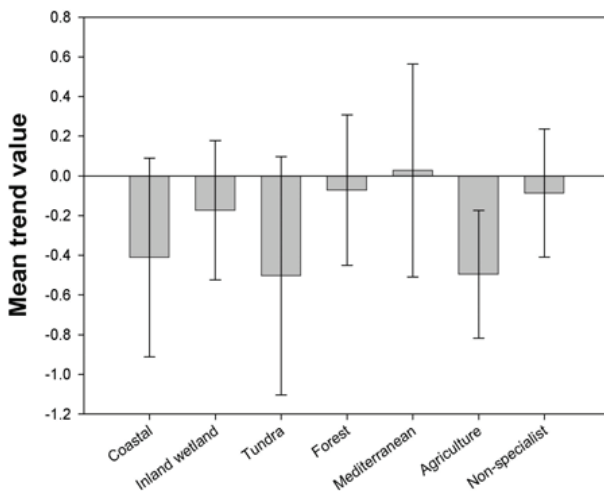
## ***1.1 A HOSSZÚTÁVÚ VONULÓ MADARAK ÁLLOMÁNYVÁLTOZÁSA***

A múlt század 60-70-es éveiben irányult először jelentős figyelem a hosszútávú vonuló madárfajok drasztikus állománycsökkenéseire és azok lehetséges okaira. Ebben az időszakban a Szahel-övezet nyugati részén tapasztalható nagyon száraz időjárású évek (1968-1973, 1983, 1984, 1990) után Nyugat-Európában egyes fajok állományában akár 70%-os csökkenés is mutatkozott. Ennek a felismerésnek az egyik emblematikus első publikációja a 'Where have all the whitethroats gone?' címmel hívta fel a figyelmet a mezei poszáta (*Sylvia communis*) drasztikus csökkenésére, és ennek a lehetséges következményeire (Winstanley et al. 1974). A későbbiekben ezt az összefüggést sok más fajnál sikerült kimutatni, amit az afrikai szárazodási folyamat hatásainál részletezek.

Az európai madárállományok méretéről és azok változásairól a legteljesebb áttekintést a BirdLife International kiadásában, 1994-ben megjelent *Birds in Europe: Their conservation status (1970-1990 közötti időszak, Tucker & Heath 1994)* és a 2004-ben aktualizált *Birds in Europe II (1990-2000 közötti időszak, Burfield & Bommel 2004)* publikációk adták. Az adatok elemzésével egyértelműen megállapítható volt, hogy ha az egyes madárfajokat vonulási viselkedésük alapján csoportosítjuk (állandó, parciális vonuló, rövidtávú vonuló, hosszútávú vonuló), kimutatható, hogy minél erősebb a vonulási hajlam, annál negatívabb az állományok átlagos változása (Sanderson et al. 2006). Ha a hosszútávú vonulók esetében vizsgáljuk azt, hogy a telelőterületen elsősorban milyen típusú élőhelyeket használnak, és az ezek alapján kialakított csoportokat hasonlítjuk össze, akkor kiugróan a legrosszabb tendenciák a száraz, nyílt élőhelyeket használó fajok esetében jelentkeznek. Az Énekesmadár alakúak rendjéhez képest a többi madárrend állománycsökkenési trendjei átlagosan negatívabbak. Ez feltételezhetően a fajcsoportok közötti életmenet különbségeknek köszönhető: a nagy testű, hosszú életű és alacsonyabb reprodukciós rátájú fajok jobban ki vannak téve az állománycsökkenést okozó tényezőknek (Sanderson et al. 2006).



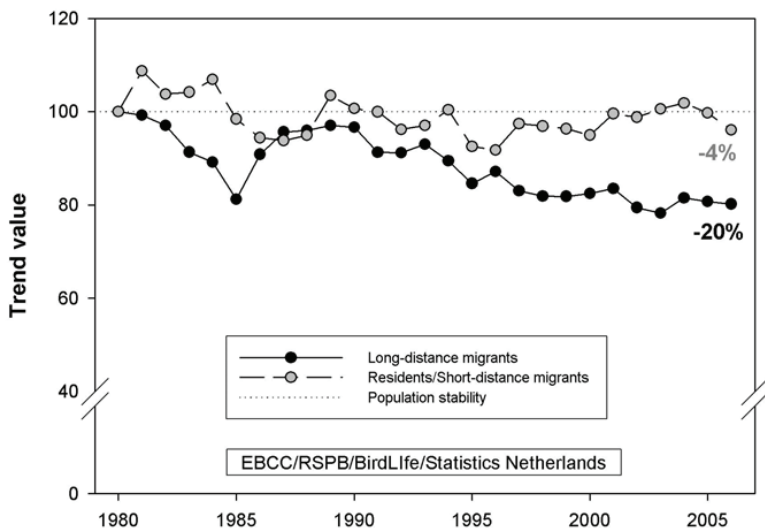
1. ábra. A különböző vonulási stratégiát követő madárfajok átlagos állományváltozása Európában (Sanderson et al. 2006)



2. ábra A különböző élőhelyeken költő madárfajok átlagos állományváltozása Európában (Sanderson et al. 2006)

### Megfigyelés alapú vizsgálatok

Az európai madárállományok változásainak vizsgálata egy másik rendszerben, a Pan European Common Bird Monitoring (PECBM) keretein belül folyik, statisztikailag megalapozott módon, Európa jelentős részét lefedve a gyakori madárfajokra (Van Strien et al 2001, Gregory et al. 2003, 2005, PECBMS 2009). Ezt a nemzetközi rendszert az egyes országokban folytatott megfigyelés alapú monitoring programok összehangolására fejlesztették ki, amelynek magyarországi megfelelője a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület által működtetett Mindennapi Madaraink Monitoringja program (Báldi et al. 1997, Szép & Gibbons 2000, Szép & Nagy 2002, 2006). Az európai adatok elemzésével kimutatható volt, hogy a hosszútávú-vonuló fajok többségének állománya az 1980-2005 közötti időszakban átlagosan 20%-kal csökkent az állandó és rövidtávú vonuló fajok 4%-os csökkenésével szemben. A vizsgált fajok 71%-a csökkenő állományt mutat, és ez néhány faj, mint pl. a kerti sármány (*Emberiza hortulana*), a nyaktekeres (*Jynx torquilla*), a fülemüle (*Luscinia megarhynchos*) és a sárgabillegető (*Motacilla flava*) esetében 50% feletti állománycsökkenést jelent (Ewing 2008).



3. ábra A hosszútávú vonulók és a rövidtávú vonulók és állandó fajok állományának átlagos európai trendjei 1980-2006 között megfigyelés alapú vizsgálatok alapján (Ewing 2008)

Az Európa más területein végzett hosszútávú vizsgálatok is ezt a képet erősítik. Azt mindenképpen ki kell emelni, hogy ezek a vizsgálatok mind az Észak- és Nyugat-Európán átvezető, jellemzően dél-nyugati irányultságú vonulási útvonalat használó populációkhoz kapcsolódnak.

Dániában az elmúlt 30 év adatait vizsgáló részletes tanulmányban kimutatták, hogy a hosszútávú vonulók állományának indexe az 1976-2005 közötti időszakban átlagosan évenként 1,3%-kal csökkent, míg a rövidtávú vonuló és állandó fajok állománya 1,4%-kal, illetve 1,0%-kal növekedett. További csoportosító tényezőket vizsgálva, a jellemző költőterületi élőhelyeket használó fajok közül csak a vizes élőhelyekhez kötődők állományváltozása volt negatív a többi csoporthoz képest. A további vizsgált tényezők (telelőterület, telelőterületi jellemző élőhely, ill. táplálék) nem mutattak szignifikáns különbségeket (Heldbjerg et al. 2008). A dániai eredményekhez hasonló mintázatot mutatnak más észak-európai adatsorok, pl. a svédországi (Lindström & Svensson 2006), a norvégiai (Husby et al. 2006) és a finnországi is (Väsänen 2005).

A leghosszabb távra visszanyúló és legkiterjedtebb megfigyelői hálózattal rendelkező monitoring vizsgálatokat Nagy-Britanniában végezték. A BTO által koordinált Common Bird Census (CBC) és Breeding Bird Survey (BBS) programokban már az 1970-es évektől rendelkezésre állnak jó minőségű adatok. 36 vonuló faj közül, amelyről kellő információval rendelkeznek, 21 (58%) mutat csökkenő trendet, sőt 2 közülük – a töviszuró gébics *Lanius collurio* és a nyaktekercs *Jynx torquilla*) el is tűnt Nagy-Britanniából. További 11 faj állománya csökkent több mint 50%-kal. Ezzel szemben 15 faj állománya nőtt, és ezek közül 8 fajé több mint 100%-kal. Az 1990-es évektől további 8 hosszútávú vonuló fajról vannak adatok, amelyek közül 5 állománya több mint 40%-kal csökkent. Ha élőhelyeik szerint csoportosítjuk őket, akkor különösen az erdei fajok állománya csökkent jelentősen az elmúlt évtizedekben (Ewing 2008). Eddig nem végeztek részletes összehasonlítást a vonulási stratégiák szerint, de Robinson & Clarke (2006) kimutatta, hogy több hosszútávú vonuló faj állománya csökken (42%), mint a rövidtávú vonuló fajok (33%) és az állandó fajok (30%) esetén. A mezőgazdasági területek madarainak állományváltozását elemző tanulmány azonban nem tudott különbséget kimutatni az egyes vonulási stratégiák között (Siriwardena et al. 1998).



A kelet-európai madárállományok hosszútávú változásáról sokkal kevesebb információval rendelkezünk. Hosszútávú, megfigyelés alapú, tervezett vizsgálatok csak Csehországban 1982-től (Reif et al. 2006), Észtországban 1983-tól (Leito & Kuresoo 2004), Lengyelországban 2000-től (Chylarecki & Jawinska 2007), Lettországból 2005-től (Aunis & Madrega 2009) és Magyarországon 1999 (Szép & Gibbons 2000, Szép & Nagy 2009) óta folynak.

A csehországi mezőgazdasági területekhez kötődő madárfajok állományváltozásának vizsgálatában egyértelmű összefüggés volt kimutatható a mezőgazdaság szerkezetváltásával, azonban a vonulási stratégiák alapján e fajok között sem volt tapasztalható szignifikáns különbség (Reif et al. 2008).

#### *Fogás/jelölés-visszafogás alapú vizsgálatok*

A megfigyelési adatsorok mellett a hosszútávon működő standardizált befogási technikával és ráfordítással dolgozó gyűrűző állomások adatai is alkalmasak lehetnek az állományváltozások detektálására. Ezeknek az adatsoroknak az elemzésénél mindenképpen figyelembe kell venni, hogy a legtöbb fajnál nem egy költőterület állományának a változását jellemzik, hanem az átvonulókét.

A németországi Mettnau gyűrűző állomás 32-éves adatsorából kimutatható volt, hogy a mellett, hogy a befogott madárfajok nagy részének állománya csökkenő tendenciát mutat, a hosszútávú-vonuló fajok nagy részének (67%) állománycsökkenése kifejezetten jelentős és nagyobb mértékű, mint a többi vonulási csoportba sorolható fajé (Berthold et al. 1993, 1998, Berthold & Fiedler 2005). Azonban ezek a trendek nem minden európai állomás adataiban tükröződnek. Payevsky (2006) 10 különböző európai gyűrűző állomáson tapasztalható hosszútávú fogási trendeket elemezte. A gyűrűző állomások az ausztriai Ilmitzen kívül mind Észak-Európában, a Balti-tenger partvidékén, illetve Németországban és Belgiumban találhatóak. Payevsky azt találta, hogy 18 összehasonlítható faj esetében a trendek 11%-a pozitív, 34%-a negatív volt, míg a többi nem mutatott szignifikáns tendenciát. Fajonként az egyes állomásokon tapasztalt trendek különböztek, és csak 5 faj (kakuk *Cuculus canorus* - 0,75, nyaktekeres *Jynx torquilla* - 0,57, karvalyposzáta *Sylvia nisoria* - 1,00, szürke légykapó *Muscicapa striata* - 0,60, töviszúró gébics *Lanius collurio* - 0,63) esetében volt nagyobb számú negatív trend, mint stabil vagy pozitív.

A fenti adatsorok elsősorban a vonulási időszakban aktív madárgyűrűző állományok adatsoraira támaszkodtak. Ezen adatsorok egyik fő problémája, hogy az általuk kimutatott trendek nehezen értelmezhetőek. Az éves fogási adatok tartalmazzák az első éves juvenil madarakat is, ezáltal a költőállomány változása nem különíthető el az adott évi reprodukciós siker ingadozásától. Hosszútávon így is mutathatnak valós trendeket, de nem alkalmasak a trendek mögött húzódó populációdinamikai okok meghatározására. Azonban ezek a változások, pl. a túlélési ráta és a reprodukciós siker trendszerű vagy fluktuáló változásai a megfigyelés alapú vizsgálatokkal sem detektálhatók, viszont ezeknek a paramétereknek a monitorozása elkerülhetetlen, ha konkrét válaszokat akarunk adni a megfigyelhető változásokra (Baillie 1990, Peach et al. 1996).

Ezt felismerve először Nagy-Britanniában, majd Európában és Észak-Amerikában is elindultak a költési időszakban standardizált mintavétellel folyó jelölés/visszafogási módszert alkalmazó programok. Az Egyesült Királyságban 1986-ban indult Constant Effort Sites (CES) program (Baillie et al. 1986) alapvető célkitűzése a következő paraméterek monitorozása volt:

- adult és juvenil abundancia
- produktivitás (a juvenil madarak aránya évenként, mint az éves reprodukciós siker indexe)
- adult túlélési ráták

Az angol CES program után az európai kezdeményezés Euro-CES néven fut. Ehhez mára már 15 ország csatlakozott. Hazánkban is - követve az angol mintát - 2004-től beindítottuk ezt a programot (Halmos & Karcza 2004). Észak-Amerikában 1992-től hasonló rendszert vezettek be Monitoring Avian Productivity and Survival néven, ami már az Egyesült Államok és Kanada területén közel 500 helyszínen működő adatgyűjtő rendszerré fejlődött (DeSante et al. 1995, DeSante et al. 2008).

Az egyes módszerek a feltett kérdések különböző részleteire képesek megfelelő választ adni, így együttes elemzésük és a rendszerek hosszútávú összehangolása érheti el csak a kívánt célt. Ez az Egyesült Királyságban Integrated Population Monitoring megnevezéssel a BTO szervezésében gyűjtött adatsorok összevetésével történik (Baillie 1990). Ezeknek az adatgyűjtéseknek a természetvédelmi és szakpolitikai kimeneteként a madárállományokat standardizált módszerrel követő és értékelő figyelmeztető rendszer került kialakításra,

amelyben a megfigyelt trendek alapján kerülnek az egyes fajok besorolásra (Gregory et al. 2002, Baillie et al. 2009).

Észak-Amerikában is egy ilyen egymást kiegészítő rendszer kiépítésére törekednek, ahol a North American Breeding Bird Survey és a MAPS adatainak együttes elemzésével az állományváltozások elsődleges demográfiai okainak feltárásában már ígéretes eredményeket értek el (DeSante et al. 1999, 2001, Saracco et al. 2008).

Hazánkban hosszútávú célkitűzés a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület szervezésében futó Mindennapi Madaraink Monitoringja, fajspecifikus költőállományokat monitorozó programok, Állandó Hálófelületű Gyűrűzés (CES) és az Actio Hungarica vonuláskutató hálózat összehangolása, és az adatsorok együttes elemzése. Ez a rendszer a későbbiekben megfelelő háttérinformációt lenne képes nyújtani a természetvédelmi intézkedések tervezéséhez.

## ***1.2 A KÖLTŐ ÉS TELELŐ TERÜLETEK HATÁSA A VONULÓ MADARAK ÁLLOMÁNYVÁLTOZÁSÁIRA***

A vonuló madarak populációinak korlátozása egy alapvető különbséget mutat az állandó madarakhoz képest. Ez a különbség abban az egyszerű megállapításban rejlik, hogy a populációméretet nem egyetlen jól lehatárolható terület állapota és az általa meghatározott körülmények befolyásolják, hanem legalább kettő, de inkább nagyobb számú terület viszonyai, amelyeket a vonuló madarak költési időszakokon kívül a vonulás vagy a telelés során használnak. Ezek a területek jelentősen különbözhetnek minőségükben, így a költőterületi események befolyásolhatják a telelőterületen megjelenő populációméretet. Ugyanígy ez fordítva is igaz. Sok hosszútávú vonuló fajra áll, hogy a költőterületén kevesebb időt tölt, mint a vonulás és telelés során használt területeken.

Bizonyos esetekben a populációméretet egyértelműen költőterületi vagy telelőterületi hatások korlátozzák, más esetekben ezek nem választhatók el egyértelműen. A populációméret változásában szükséges elválasztani a hosszútávú trendszerű változásokat és a fluktuációt, mert az okok jelentősen különbözőek lehetnek.

A költőterület és a telelőterület eltartóképessége és összefüggésük alapján két alapesetet különböztethetünk meg:

1. A „telelőterületi korlátozás” - A telelésről visszatérő populáció egyedszáma kisebb, mint a költőterület eltartóképessége, így minden példány - amelyik kora és állapota alapján képes rá - tud költeni. Ebben az esetben az egyedszámot a telelőterületen ható

valamilyen tényezők korlátozzák. Ahhoz, hogy az állomány növekedhessen, a telelőterület eltartóképességét meghatározó tényezőknek kell változnia.

2. A „költőterületi korlátozás” - A telelésről visszatérő populáció egyedszáma nagyobb, mint a költőterület eltartóképessége, ennek következtében a populációban lesznek olyan egyedek, amelyek nem képesek szaporodni. Ebben az esetben az egyedszámot a költőterületen ható bizonyos tényezők korlátozzák. Ahhoz, hogy az állomány növekedhessen, a költőterület eltartóképességét meghatározó tényezőknek kell változniuk.

Ez a modell természetesen fordítva is érvényesíthető a telelőterület elfoglalására, azonban definíció szerint reprodukció csak a költőterületen történik, így ez a fontosabb szempont. A mindenkor állomány egyedszáma a költési időszak végén éri el a csúcst, majd a következő költési periódusig folyamatosan csökken. A csúcsot a reprodukciós siker, a csökkenés mértékét pedig a vonulási és telelési időszak túlélési rátája határozza meg. A két alapeset egyike jellemző lehet egy-egy fajra, de a körülmények változásával akár évről-évre változhat, hogy mely terület viszonyai korlátozzák a populációt (Newton 2004). A vonuló madarak állományváltozását vizsgáló kutatók mindkét esetre találtak példákat, és ezek jól megvilágítják a populáció-korlátozás különbségeit (1. táblázat).

A populációk korlátozásának két alapvető vizsgálati módszere lehetséges. Az egyik és leggyakrabban használt a korrelatív analízis, amikor hosszútávú populációdinamikai adatsorok (abundancia, reprodukció, túlélés) és környezeti változók korrelálásával keresik az összefüggéseket, és ezzel próbálnak hipotéziseket felállítani. Ezek a vizsgálatok alapvetőek a populációk egyedszáma változásának megértésében, az egyes populációdinamikai változók relatív fontosságának meghatározásában. Nyilvánvalóan a korrelációs vizsgálatok összes problémájával rendelkeznek, de mindenképpen az első jelentős lépést jelentik a folyamatok megértéséhez. A vizsgálatok másik típusa a hipotézistesztlő kísérletes vizsgálatok, amelyek bizonyítékát adhatják a megfigyelt jelenségek okainak. Ezekkel az a probléma, hogy nagyon nehezen kivitelezhetőek egy olyan sokváltozós rendszerben, mint a vonuló madárfajok populációinak szabályozása. Éppen ezért nagyon kevés példa van kísérletes, vagy kvázi-kísérletes vizsgálatokra, és a vizsgálatok nagy részét továbbra is a korrelatív analízisek teszik ki (Baillie & Peach 1992, Newton 2004).

**1. táblázat Példák vonuló madárfajokra, amelyeknél az állomány változása, vagy ingadozása a telelőterületi vagy költőterületi körülmények változásához köthető  
(Newton 2004 nyomán kiegészítésekkel)**

faj	terület	trend	ingadozás	hivatkozás
<i>Telelőterületi korlátozás</i>				
Foltos nádiposzáta ( <i>Acrocephalus schoenobaenus</i> )	Anglia, Hollandia	+	+	Peach et al. 1991, Foppen et al. 1999
Barátposzáta ( <i>Sylvia atricapilla</i> )	Nagy-Britannia		+	Baillie & Peach 1992
Mezei poszáta ( <i>Sylvia communis</i> )	Nagy-Britannia, Svédország	+	+	Winstanely et al. 1974, Baillie & Peach 1992, Hjort & Lindholm 1978
Fitiszfűzike ( <i>Phylloscopus trochilus</i> )	Nagy-Britannia	+	+	Baillie & Peach 1992, Peach et al. 1995
Füstifecske ( <i>Hirundo rustica</i> )	Dánia, Nagy- Britannia		+	Møller 1989, Robinson et al. 2003, Robinson et al. 2008
Partifecske ( <i>Riparia riparia</i> )	Nagy-Britannia, Magyarország		+	Cowley & Siriwardena 2005, Szép 1995
<i>Költőterületi korlátozás</i>				
Erdei pinta ( <i>Fringilla coelebs</i> )	Oroszország		+	Sokolov 1999
Kormos légykapó ( <i>Ficedula hypoleuca</i> )	Finnország, Nagy- Britannia, Oroszország		+	Virolainen 1984, Stenning et al. 1988, Sokolov 1999
<i>Telelő- és költőterületi korlátozás</i>				
Fehér gólya ( <i>Ciconia ciconia</i> )	Franciaország, Németország	+	+	Kanyambwa et al. 1993
Cserregő nádiposzáta ( <i>Acrocephalus scirpaceus</i> )	Nagy-Britannia	+		Thaxter et al. 2006

### 1.3 A HOSSZÚTÁVÚ VONULÓ MADÁRFAJOK ÁLLOMÁNYCSÖKKENÉSÉT MAGYARÁZÓ HIPOTÉZISEK

#### 1.3.1 KLÍMAVÁLTOZÁS

A klímaváltozás a vonuló madarakra sokféle hatást gyakorolhat. Az enyhébb telek gyakoribbá válása kompetitív előnyökhöz juttathatja az állandó és rövidtávú vonulókat a hosszútávú vonulókkal szemben, téli túlélésük növekedésével és a korai fészkelés lehetőségének kihasználása által nagyobb reprodukciós sikerrel (Lemoine & Bohning-Gaese 2003). A rövidtávú vonulók esetében a tavaszi érkezés nagyobb mértékben tolódott korábbra, mint a hosszútávú vonulóknál (Forchhammer et al. 2002, Hüppop & Hüppop 2003). Az európai adatok elemzése azt mutatta, hogy a klímaváltozásra adott fenológiai válasz, azaz a tavaszi érkezés korábbra tolódása kulcsfontosságú lehet az egyes fajok populációs trendjeinek meghatározásában (Møller et al. 2008). Ez az összefüggés azon alapulhat, hogy azok a fajok, amelyek nem képesek a tavaszi érkezés gyors változtatására, megérkezésükkor nem találják el a költés és a táplálékellátottság szempontjából optimális időszakot, míg az erre képesek továbbra is optimalizálhatnak az elcsúszó táplálékcúcsok kihasználására (Ahola et al. 2007, Both et al. 2006). A vonuló fajok állományának alakulását az érkezési idő mellett a számukra kedvező klímaterек eltolódása is jelentősen befolyásolhatja. Költőterületük északabbra tolódhat vagy összezsugorodhat, vonulási pihenőhelyeik kiszáradhatnak, és a költő- és telelőterületek közötti távolságok is jelentősen változhatnak (Dowd et al. 2009). Ezen hatások értékelésére kevés lehetőségünk van, és nem tudjuk, hogy ez milyen fajok esetében hoz pozitív, milyenek esetében negatív változásokat. A klímaváltozásnak a madárfajok elterjedésére gyakorolt hatását modellezték az európai költő madarak klimatikus atlaszában (Huntley et al. 2007). A potenciális elterjedés-változások és az ezek által indukált állományváltozások követésére egy indikátor értéket is fejlesztettek (Gregory et al. 2009). Ez az indikátor az elmúlt 25 év adatai alapján azt mutatja, hogy azoknak a fajoknak az állománya már eddig is nőtt, amelyek a klímaatlasz előrejelzései szerint a jövőben további tért fognak nyerni, míg azoké már eddig is csökkent, ahol a jövőben az elterjedés jelentős csökkenése várható a klímaváltozás miatt (Gregory et al. 2009).

#### 1.3.2 AFRIKAI SZÁRAZODÁS

Az egyik leglátványosabb és legtöbbet vizsgált tényező az európai madárfajok állományának korlátozásában az afrikai területek szárazodásával kapcsolatos. A Nyugat-Száhel 1960-as évektől jelentkező rendkívül száraz periódusaival hozták kapcsolatba először a mezei poszáta (*Sylvia curruca*) és a házi rozsdafarkú (*Phoenicurus ochruros*) állománycsökkenését

(Witstanley 1974). A Nyugat-Száhel csapadék-anomália indexe erős összefüggést mutatott a foltos nádiposzáta (*Acrocephalus schoenobaenus*) angliai állományának alakulásával. Ebben az esetben már rendelkezésre álltak a fogás-visszafogási módszerrel gyűjtött adatsorok, és az azok alapján becsülhető túlélési ráta időszora, amely szintén erős összefüggést mutatott (Peach et al. 1991.). A későbbiekben több más fajnál is sikerült meghatározni azt, hogy a telelőterület adott évi esős évszakának csapadékviszonyai - mint a táplálékellátottságot közvetve indikáló paraméter - az elsődleges meghatározója állományuk alakulásának. Azaz az elsődleges demográfiai ok állományuk változásában a téli túlélési ráta változása. Ezek a vizsgálatok a vörös gém (*Ardea cinerea*) (Den Held 1981, Cavé 1983), a fehér gólya (*Ciconia ciconia*) (Kanyamibwa et al 1990, Schaub et al. 2005, Saether et al. 2006), a partifecske (*Riparia riparia*) (Szép 1995a, Cowley & Siriwardena 2005), a füstifecske (*Hirundo rustica*) és a molnárfecske (*Delichon urbica*) (Robinson et al. 2008) esetében vagy a csapadék, vagy a vegetációindexekkel mutattak ki összefüggést.

Magyarországon a partifecske esetében a Felső-Tisza költőállományának változása és a Szahel övezet csapadékviszonyai között sikerült kimutatni az erős összefüggést (Szép 1995a, 1995b). Szép és társai az általuk kifejlesztett módszerrel, az afrikai vonulási és telelési időszakban mért vegetációs indexek és a túlélési ráta korreláltatásával, és ennek terepi ellenőrzésével próbálták azonosítani a füstifecske dániai állományának telelőhelyét, ami a dél-afrikai területeken ígéretes eredményeket hozott (Szép et al. 2006).

Ezen kívül ezek a területek sok hosszútávú vonuló esetében, mint pihenő/táplálkozó területek is jelentős befolyást gyakorolhatnak a téli túlélésre.

### 1.3.3 MEZŐGAZDASÁG

Az európai madárfajok állományváltozásait meghatározó okok közül az egyik legjobban feltárt terület a mezőgazdaság intenzifikálódásának összefüggése az európai mezőgazdasági területek madarainak (farmland birds) állományaival. Nyugat-Európában az Európai Unió Közös Agrárpolitikájának bevezetése az intenzív mezőgazdaság további terjedését segítette elő, aminek következménye a mezőgazdasági élőhelyekhez kötődő fajok állományának drasztikus csökkenése volt. Ebben az időszakban az állománycsökkenéssel összefüggő legfőbb tényezők a termésátlag növekedése, a szegélyek eltűnése és a gyepek feltörése (Chamberlain et al 2000, Donald et al 2001, 2006, Gregory et al 2004, 2005, Newton 2004b).

Ezek a mezőgazdasági területeken költő fajok sokszor a telelőterületeiken is az élőhelyváltozással leginkább érintett száraz, nyílt területekhez kötődnek, így a legveszélyeztetettebb csoportot alkotják (Sanderson et al. 2006). Meg kell említeni, hogy sok faj esetében a mezőgazdasági termelés mellett a területek felhagyása is jelentős probléma, ami elsősorban a külterjes állattartás jelentős visszaszorulásával van kapcsolatban (Sirami et al. 2008). A nyugat-európai trendek Közép-Kelet Európában is kimutathatók voltak, de az okok helyenként különböznek. A földfelhagyásnak és az erdősítésnek igen jelentős szerepe van a gyakori madarak állományának változásában (Reif et al. 2007, 2008a, 2008b). A Magyarországon végzett vizsgálatok azt mutatják, hogy az elmúlt 10 évben a mezőgazdasági területekhez kötődő fajok esetében átlagosan nem történt szignifikáns változás, és az erdei madárfajok esetében volt tapasztalható némi ingadozás (Szép & Nagy 2002, 2006, 2009, Szép et al. 2006). Feltételezhető, hogy a vizsgált periódus előtti időszakban először erős csökkenés mehetett végbe a XX. század mezőgazdasági intenzifikációjával párhuzamosan, majd a rendszerváltást követő évtizedben ez akár visszajára is fordulhatott (Báldi & Faragó 2007). Az elmúlt évtizedekben a mezőgazdasági területek madarait érő kedvezőtlen hatások valószínűleg a mezőgazdaság szerkezetváltozásában keresendők. Elsősorban a kistáblás gazdálkodás csökkenése vezethet 7 faj esetében is csökkenéshez (Nagy et al. 2009).

#### 1.3.4 KONNEKTIVITÁS

Egy évszázad madárgyűrűzési vizsgálatait, és az egyre nagyobb mértékben igénybevehető új technológiák ellenére is még mindig nagyon sok faj van, amelynek nem ismerjük a vonulási útvonalait és telelőterületeit. Még ennél is kevesebb információnk van arról, hogy milyen a kapcsolat, milyen erős konnektivitás van egy-egy szubpopuláció költő- és telelőterülete között (Webster et al. 2002). Egyes vizsgálatok azt feltételezik, hogy sok faj esetében egy szűkebb terület költőállománya hasonlóan kis területet használhat telelőterületén is, így igen erős konnektivitás feltételezhető (Szép et al. 2006). Más vizsgálatok azt mutatják, hogy sok faj szinte az egész vonulási és telelési időszakot mozgásban tölti, és sok területet használ a költési időszakon kívül (Berthold 1996). Ennek a kérdésnek a tisztázása további fontos feladat lehet a hosszútávú vonulók állományváltozási okainak feltárásában. Feltételezhető, hogy azok a fajok, illetve azok a populációk, amelyek kis területekhez erősen kötődnek, télen nagyobb arányban vannak kitéve a csökkenésnek, mint azok, amelyek nagyobb területeken osztják el a kockázatot. Az azúr lombjáró (*Dendroica cerulea*) esetében kimutatható volt, hogy azok a populációk, amelyek erősebb konnektivitást mutattak, jobban csökkentek az elmúlt 40 évben (Jones et al. 2008).



### 1.3.5 PIHENŐTERÜLETEK

A vonulási periódus alatt is lehetséges olyan tényezők jelenléte, amelyek meghatározóak lehetnek a populációk egyedszámának korlátozásában. Ezek a tényezők lehetnek denzitásfüggők, mint pl. a zsírfelhalmozó-pihenőhelyek táplálékellátottsága, és az ez által okozott kompetíció, vagy denzitásfüggetlenek, mint a rendkívüli kedvezőtlen időjárás, az emberi infrastruktúrával való ütközés (mint pl. vezetékek, szélérőművek, magas építmények), ami akár tömeges pusztuláshoz is vezethet (Newton 2006).

A többi időszakhoz hasonlóan a vonulási periódus alatt is az élőhelyek eltűnését tekintjük a fő hatásnak. Ennek különös jelentősége lehet olyan fajoknál, amelyek néhány speciális terület - elsősorban vizes élőhelyek - által biztosított táplálkozási lehetőségekre vannak utalva. Ezeken a kulcsterületeken az inter- és intraspecifikus kompetíció hatással lehet az állomány méretére. Különös jelentőségű lehet ez partimadarak esetében a megfelelő élőhelyek ritkasága miatt. Egy-egy megfelelő zsírfelhalmozó helyről ezek a fajok akár több ezer kilométert is megtehetnek a következő táplálkozótérületig, vagy a költő-, ill. telelőterületekig. Észak-afrikai vizes élőhelyeken tavasszal az apró partfutó és sarlós partfutó annyi zsírt halmoz fel, amennyivel egyből észak-európai költőterületeiket is elérhetik (Halmos & Csörgő 2001, Csörgő & Halmos 2002).

Talán az egyetlen jól alátámasztott példa arra, amikor a populáció a vonulási útvonalon lévő pihenőhely által korlátozott, a sarki partfutó (*Calidris canutus*) állományának összeomlása Észak-Amerikában. Ez a faj vonulása során az Alaszkától a Tüzföldre húzódó vonulási útvonalán lévő vizes élőhely-láncolatra van utalva. Ennek a láncolatnak az egyik legfontosabb tagja a Delaware-öböl, amely a tavaszi vonulás során a költőterületek előtt az utolsó zsírfelhalmozó terület a faj számára. Az utóbbi évtizedekben a növekvő emberi behatás, elsősorban a patkósrák (*Limulus polyphemus*) túlzott mértékű gyűjtése az élőhely romlásához vezetett. A sarki partfutó legfőbb táplálékának drasztikus csökkenésével képtelen volt a megfelelő zsírfelhalmozásra a területen, és ez az állomány összeomlásához vezetett (Baker et al. 2004).

A zsírfelhalmozó területeknek az énekesmadarak esetében is kulcsszerepe lehet, főleg azoknál a fajoknál, amelyek a nagy ugrásokkal történő vonulás stratégiáját alkalmazzák és egy-egy kedvező élőhelyen az ökológiai barrierek - mint tengerek és sivatagok - előtt nagymennyiségű zsírt halmoznak fel, és egyetlen hosszú repüléssel vagy egymást követő repülések sorozatával küzdik le a többszáz-, vagy akár több ezer kilométeres távot (Piersma 1987, Alerstam 1990).

Az ilyen fajoknál is kimutatható a zsírfelhalmozó területeken az intraspecifikus kompetíció (Bibby & Green, Newton 2006). A füstifecske esetében kimutatható volt, hogy a zsírfelhalmozás mértéke arányban van a leküzdendő barrier kiterjedésével, így egy finoman hangolt optimalizációs rendszer szabályozhatja a zsírfelhalmozás mértékét (Rubolini et al. 2002).

## 2 CÉLKITŰZÉSEK

Vizsgálataimmal a következő kérdésekre kerestem a választ:

1. A Magyarországon költő énekesmadárfajok állományváltozásában a vonulási stratégia alapján vannak-e különbségek?
2. A hosszútávú vonulók esetében további tényezők (költőterületi/telelőterületi élőhely, telelőterület, táplálék, táplálkozási típus) alapján kimutathatók-e különbségek?
3. A hosszútávú vonulók állományváltozását magyarázó általános hipotézisek (klíma, élőhely, stb.) konkrét állományokon igazolhatóak-e?
4. A tapasztalt trendek mennyire összehasonlíthatóak a megfigyelés alapú adatsorok (MMM) és a madárgyűrűzési adatbázisok között?
5. Hosszútávú gyűrűzési adatsorok alapján becsülhetők-e az énekesmadárfajok fő populációdinamikai paraméterei (túlélés, produktivitás, abundancia), és ezekben megfigyelhetők-e hosszútávú trendek?
6. Az énekesmadár-populációkat limitáló fő tényezők költő- vagy telelőterületi eredetűek-e?
7. Kimutatható-e denzitásfüggés a reprodukciós rátában? Milyen összefüggés van az éves túlélés, produktivitás és a következő évi abundancia között?
8. Azoknál a fajoknál, ahol a túlélési ráta az évek folyamán erősen fluktuál, van-e összefüggés a fluktuáció mértéke és a telelőterület állapota között?
9. A Magyarországon átvonuló fajok esetében a zsírfelhalmazás és a potenciális repülési távolságok alapján közvetlen barrierátkelés valószínűsíthető-e, vagy a Kelet-Mediterráneumban egyelőre ismeretlen pihenőterületek találhatóak-e? A füstifecske (*Hirundo rustica*) mint modellfaj esetében milyen évi és területi különbségek mutatkoznak a zsírfelhalmazásban?

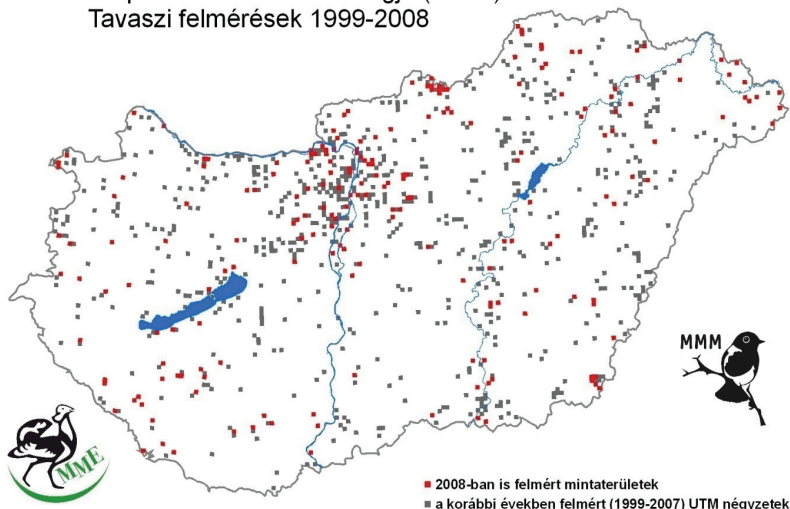
### **3 A HOSSZÚTÁVÚ VONULÓ MADÁRFAJOK ÁLLOMÁNYVÁLTOZÁSÁNAK VIZSGÁLATA MAGYARORSZÁGON AZ MMM PROGRAM EREDMÉNYEI ALAPJÁN**

#### **3.1 ADATBÁZIS**

Közép- és Kelet-Európában elsőként, 1999 óta immáron közel ezer önkéntes felmérő közreműködésével folyik hazánkban a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (MME) által működtetett Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM), amely az első olyan vadonélő élőlénycsoportot vizsgáló országos monitorozó program, ahol az évente végzett felméréseket a véletlen alapján kijelölt területeken és pontokon végzik a felmérők, standard felmérési módszerekkel (Szép & Gibbons 1999, Szép & Nagy 2002).

Az MME és az Európai Madárszámlálási Tanács (European Bird Census Council, EBCC) az angol Királyi Madárvédelmi Egyesület (RSPB) szakmai és anyagi támogatásával 1998-ban Magyarországon indította be az MMM programot. Kialakításának döntő célja az élőhelyek állapotának monitorozása volt, véletlen alapon kiválasztott mintaterületeken, a gyakori madárfajok standard felmérő módszerekkel történő felmérése révén (Szép & Gibbons 1999, Szép & Nagy 2002). A felmérési hely véletlen alapon történő kiválasztása nagy fontossággal bír egy országos léptékű monitorozás esetében annak érdekében, hogy reprezentatív adatokkal rendelkezünk az ország jellemző élőhelyeiről, régióiról, tájairól. A legtöbb monitorozó munka korábban főként a védett területekre koncentrált, amely területek nagysága nem haladja meg az ország területének 20%-át, és az országosan nagy területeket lefedő élőhely típusok, mint pl. Magyarországon a mezőgazdasági élőhelyek (64%), csak kis mértékben voltak reprezentálva. Az élőhely változások indikálására elsősorban olyan madárfajok alkalmasak, amelyek gyakorisága lehetővé teszi a változások időbeli és térbeli dinamikájának kvantitatív mérését. E célra a gyakori madarak szolgáltathatnak megfelelő adatokat. Az MME MMM-programja révén napjainkra megállapítható, hogy mely fajokat tekinthetünk gyakorinak Magyarországon mind a fészkelési, mind a telelési időszakban (Szép & Nagy 2002). Az MMM program keretében 1999 óta az ország teljes területének 2%-ára kiterjedően folyik felmérés, évente átlagosan 300 db 2,5 x 2,5 km nagyságú UTM négyzetben, közel ezer felmérő részvételével (4. ábra).

## Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM) Tavaszi felmérések 1999-2008



4. ábra Az MMM program felmérési mintaterületeinek országos eloszlása

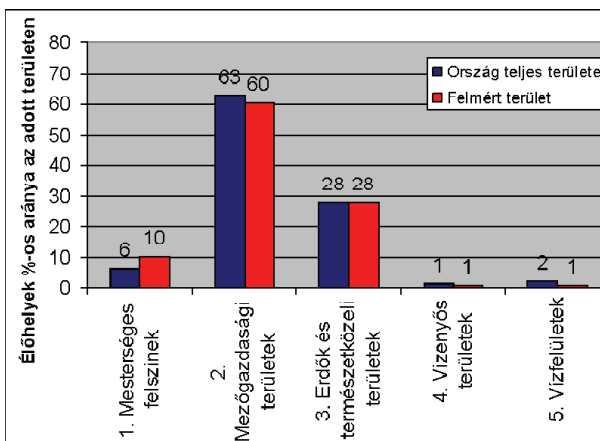
A felmért területeken az élőhelyek aránya megfelel az országos arányoknak (Szép & Nagy 2002), így a nyert adatok reprezentatívnak tekinthetők hazánk főbb élőhelyeire nézve. Az MMM standard módszereket alkalmaz, így adatai a nyugat-európai adatokkal összehasonlíthatók. Az összehasonlítás alapján a Magyarországon fészkelő madárfajok száma, a fajok gyakorisága és állománysűrűsége kiemelkedően magasnak tekinthető Európában (Szép & Nagy 2002).

Az elemző munkában az MME Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM) (Szép & Gibbons 2000) keretében gyűjtött adatokat használtuk fel. Az MMM felmérési protokollját részletesen bemutatja Szép & Nagy (2002) munkája. Az MMM alábbi két alapadat bázisát használtuk fel:

1. A felmérésben résztvevők által rendszeresen évente frissített *Fajfelismerési adatbázist*, amelyben a felmérő nyilatkozik arról, hogy a Magyarországon előforduló összes madárfaj közül melyet tud látás és/vagy hang alapján biztosan azonosítani, illetve mely fajok esetében bizonytalan az azonosításban.

2. *Terepi felmérési adatok adatbázisa*, amely a felmérők adatai alapján megadja, hogy az adott 2,5x2,5km UTM kvadrátban (Szép & Nagy 2001), adott felmérési ponton, adott napon, adott időpontban, adott szélesség mellett, 5 perc standard felmérési idő alatt, a felmérő által az adott időpontban biztosan azonosítható adott madárfajból (*Fajfelmérési adatbázis alapján*) hány egyedet számolt az adott felmérési pont 100 m-es körzetében, 200 m-es körzetében, ill. látott átrepülni a felmérési pont 200 m-es körzetében.

Statistikai elemző munkákban az MMM keretében a tavaszi fészkelési időszakban (április 15 - június 10.) 1999 és 2008 között gyűjtött adatok alapján egy monitorozó adatbázist állítottunk össze. A monitorozó adatbázis esetében csak azokat a megfigyelési adatokat (rekordokat) vettük figyelembe, ahol a megfigyelő fajfelismerési adatlapja alapján egyértelműen megállapítható volt, hogy az adott évben, az adott UTM négyzetben, az adott fajt a felmérő biztosan tudta azonosítani az adott faj látványa és/vagy hangja alapján.



5. ábra Az egyes élőhelytípusok arányának összehasonlítása Magyarország teljes területén és az MMM program keretében felmérő négyzetek által lefedett területen.

## A monitorozó adatbázis szerkezete

Az adatbázis minden faj esetében, minden évre külön-külön azoknak az 1999 és 2008 között felmért UTM kvadrátokban lévő felmérési pontoknak az adatait tartalmazza, ahol a felmérő az adott madárfajt biztosan képes lett volna azonosítani a felmérés évében, és ahol a felmérés az MMM protokolljában leírt feltételeknek teljes mértékben megfelelően történt. Ezen feltételek a következők:

- minimum két felmérés az adott éven belül az adott kvadrátban
- az első felmérés április 15 - május 10. között volt
- a második felmérés május 11 - június 10. között volt
- az első és második felmérés között minimum 14 nap telt el
- a felmérés reggel 5 és 10 óra között zajlott le
- a szélerősség a Beaufort skála szerinti 0 és 2 fokozat között volt
- ugyanazon személy végezte a két felmérést

A kétszeri pontszámlálás általános módszertana alapján (Bibby et al. 2000) egy adott év, adott UTM kvadrát, adott felmérési pont és adott madárfaj esetében a két felmérési nap közül annak az adatát használtuk fel, amelyik felmérés napon a felmérési pont 100 m-es körzetében a legtöbb egyedet számolta a felmérő.

*Az adatbázis mérete 7 726 520 rekord.*

A feltételeknek megfelelő adatok alapján minden madárfaj esetében megállapítottuk a felmérés évében a felmért UTM kvadrátban:

- Az adott faj meglétét/nem létét (meglét: minimum 1 egyed észlelése, minimum 1 felmérési pont 200 m-es körzetében vagy a felett)
- A 15 felmérési pont 100 m-es körzetében számolt összes egyed száma a TRIM (Pannekoek & Strien 2001) alapú trend vizsgálat számára. Amennyiben az adott UTM kvadrátban a feltételeknek megfelelően nem tudták mind a 15 felmérési ponton a felmérést elvégezni (pl. késői befejezés, szél erősödése stb.), úgy a 15 pontra becsültük az összes egyedszámot a felmért pontok denzitása alapján.

## **Kategorizálás**

Az állományváltozásbeli különbségek teszteléséhez az MMM által vizsgált és megfelelő adatmennyiséggel reprezentált fajokat választottuk ki. Az elemezhető fajt csoportosítottuk a vonulási stratégia, telelőterület, vonulási útvonal, költőterületi élőhelytípus és telelőterületi preferált élőhely szerint.

Az egyes kategóriákat a következő módszerekkel állapítottuk meg:

### ***Vonulási stratégiák***

A Magyar Madárvonulási Atlaszban (Csörgő et al. 2009) közölt információk és a releváns nemzetközi kézikönyv (Cramp & Snow 1998) adatai alapján meghatároztuk, hogy az adott faj a következő kategóriák közül melyikbe sorolható:

- állandó – a hazai költőállomány a telet a költőterületén belül tölti
- parciális vonuló – a hazai költőállomány egy része (<75%) rendszeresen elvonul, és a téli időszakot költőterületétől távol tölti Európán belül
- rövidtávú vonuló – a hazai költőállomány nagyobb része (>75%) elvonul, és a téli időszakot közeli telelőterületeken tölti Európában és Észak-Afrikában, és nem kel át a Szaharán
- hosszútávú vonuló – a hazai költőállomány egésze elvonul, és a téli időszakot távoli területeken, a Szaharától délre tölti

### ***Vonulási útvonalak***

A Magyar Madárvonulási Atlaszban (Csörgő et al. 2009) közölt információk és megkerülési térképek alapján meghatároztuk, hogy az adott faj a következő kategóriák közül melyikbe sorolható:

- nyugati vonulási útvonal – a vonulás jellemzően délnyugati irányban a Nyugat-Mediterráneumon keresztül zajlik
- középső vonulási útvonal – a vonulás jellemzően a Balkán-félszigeten és az Appennini félszigeten keresztül a Mediterráneum középső területein zajlik
- keleti vonulási útvonal – a vonulás jellemzően délkeleti irányban a Kelet-Mediterráneumon, a Közel-Keleten keresztül zajlik



- széles fronton való vonulás – a vonulás a visszafogások alapján a fenti kategóriák közül többre is sorolható, vagy a faj hurokvonuló, és más útvonalat használ az őszi és a tavaszi vonulás során

- nem meghatározható – egyes fajoknál a hazai Madárgyűrűzési Adatbank nem tartalmaz kellő számú adatot a csoportba soroláshoz, és ez a nemzetközi irodalom alapján sem valószínűsíthető

### ***Telelőterületek***

Az MME Madárgyűrűzési Központ adatbankjában tárolt megkerülési adatok térképi ábrázolása és a Magyar Madárvonulási Atlaszban (Csörgő et al. 2009) közölt információk és megkerülési térképek alapján meghatároztuk, hogy az adott faj a következő kategóriák közül melyikbe sorolható: Nyugat Szahel, Kelet-Szahel-Etiópia, Nyugat-Afrika, Kelet-Afrika, Dél-Afrika. Továbbra is vannak olyan fajok, ahol afrikai megkerüléseink nincsenek, és az irodalmi információk alapján is teljesen bizonytalan, hogy Afrika melyik részén valószínűsíthető a telelőterülete, így ezeket nem tudtuk besorolni.

### ***Jellemző költőterületi élőhely***

A jellemző költőterületi élőhelyeket az MMM felmérési adatai alapján határoztuk meg. A felmérés által érintett négyzetekben a Corine Land Cover GIS adatbázis alapján meghatároztuk a területre jellemző élőhelytípusokat, és ezek alapján soroltuk be a következő kategóriákba: (1) agrár, (2) erdei, (3) vizes, (4) urbán, (5) vegyes.

### ***Jellemző telelőterületi élőhely***

A jellemző telelőterületi élőhelyet irodalmi adatok alapján próbáltuk besorolni (Cramp 1998, Pearson & Lack 1992). A Pearson és Lack által használt élőhelyi besorolást túl részletesnek, és egyes fajok esetében nem alkalmazhatónak találtuk, ezért ezeket aggregálva a következő élőhelycsoportokba soroltuk a fajokat: (1) erdő, (2) nedves bokros, fás területek, (3) száraz bokros, fás területek, (4) mocsarak, nedves bokros területek, (5) száraz, nyílt vagy bokros területek, (6) vegyes.

A fajonkénti kategorizálás eredményét, ami a későbbi számítások alapját képezi a 2. táblázatban összegezzük.

## Statisztikai módszerek

Az országos éves gyakorisági adatok számítását az SPSS programcsomag alkalmazásával végeztük el. Becsült gyakorisági értékek 95%-os konfidencia intervallumát (minimum, maximum értékek) az általános statisztikai ajánlásoknak megfelelően (Fowler & Cohen 1986) végeztük el: 1-gyakorisági értékeknél a becsült frekvencia  $\pm 1,96 \cdot SE$  értéke alapján; 2- denzitási értékeknél, ha a figyelembe vett UTM kvadrátok száma meghaladta a 30 db-t, akkor a  $\pm 1,96 \cdot SE$  értéke alapján. A becsült gyakoriságok 95%-os konfidencia intervalluma torzított értékeket mutathat, amennyiben a gyakorisági érték nagyobb 90%-nál, vagy kisebb 10%-nál (Fowler & Cohen 1986).

A gyakori fajok állományváltozási trendjét a TRIM v3.51 programcsomaggal (Pannekoek & Strien 2001) végeztük el. Bázisévnek, 100%-os szinten, 1999-et tekintettük minden vizsgált faj esetében. A nemzetközi ajánlásoknak megfelelően a TRIM imputed indexe (Pannekoek & Strien 2001) és annak átlag értéke alapján adtuk meg az állományindexet az adott évben, és az adott index SE értékét %-ban. Az adott évre becsült állományindex és SE érték minden esetben a bázisévhez (1999) viszonyítva szolgál megbízható információval.

Minden faj esetében a TRIM alapján megadjuk a vizsgált 10 évre (1999-2008) az állományváltozás trendjét (slope - meredekség) és annak SE értékét %-ban, amely megadja, hogy hány %-al csökkent, illetve növekedett az állomány lineáris trendet feltételezve. A trend szignifikancia szintjét a TRIM v3.51 analízise alapján állapítottuk meg. Emelkedő, illetve csökkenő tendenciát állapítottunk meg, ha a trend (slope) nem tért el szignifikánsan a 0 értéktől a TRIM v3.51 analízise alapján, azonban a trend értéke  $\pm$  az SE érték tartomány nem foglalta magába a 0 értéket.

2. táblázat Az MMM állományindex átlagos éves változása a standard hibával (SE) és 95%-os konfidenciaintervallumokkal és a trend szignifikanciája fajként

<i>HURING</i>	<i>latin</i>	<i>évenkénti változás mértéke</i>	<i>SE</i>	<i>minimum (95% konfidencia intervallum)</i>	<i>maximum (95% konfidencia intervallum)</i>	<i>p</i>	<i>szöveges trendkategória</i>	<i>Vonulási stratégia</i>
ACCGEN	Accipiter gentilis	0,075	0,091	-0,216	0,367		bizonytalan	Állandó
ACCNIS	Accipiter nisus	0,067	0,015	-0,111	0,246		bizonytalan	Állandó
AEGCAU	Aegithalos caudatus	0,098	0,122	0,059	0,138	0,05	erős növekedés	Állandó
BUTBUT	Buteo buteo	-0,001	0,059	-0,040	0,038		stabil	Állandó
CERBRA	Certhia brachydactyla	-0,170	0,109	-0,299	-0,040	0,01	mérsékelt csökkenés	Állandó
COLICA		0,125	0,025	0,041	0,210	0,01	mérsékelt növekedés	Állandó
CORFRU	Corvus frugilegus	0,099	0,028	-0,042	0,239		bizonytalan	Állandó
CORNIX	Corvus corone cornix	0,083	0,036	0,036	0,130	0,01	mérsékelt növekedés	Állandó
CORRAX	Corvus corax	0,094	0,112	-0,073	0,261		bizonytalan	Állandó
DENMAJ	Dendrocopos major	-0,011	0,023	-0,035	0,012		stabil	Állandó
DENMED	Dendrocopos medius	-0,086	0,027	-0,176	0,005		bizonytalan	Állandó
DENMIN	Dendrocopos minor	-0,011	0,038	-0,099	0,077		bizonytalan	Állandó
DENSYR	Dendrocops syriacus	-0,027	0,059	-0,142	0,088		bizonytalan	Állandó
DRYMAR	Dryocopus martius	0,030	0,022	-0,016	0,075		bizonytalan	Állandó
GALCRI	Galerida cristata	-0,064	0,031	-0,106	-0,021	0,01	mérsékelt csökkenés	Állandó
GARGLA	Garrulus glandarius	-0,001	0,029	-0,029	0,028		stabil	Állandó
MILCAL	Miliaria calandra	0,009	0,012	-0,012	0,031		stabil	Állandó
PARPAL	Parus palustris	0,033	0,020	-0,015	0,081		bizonytalan	Állandó
PASDOM	Passer domesticus	-0,026	0,012	-0,046	-0,006	0,01	mérsékelt csökkenés	Állandó
PASMON	Passer montanus	0,048	0,009	0,028	0,069	0,01	mérsékelt növekedés	Állandó
PERPER	Perdix perdix	-0,038	0,012	-0,154	0,078		bizonytalan	Állandó
PHACOL	Phasianus colchicus	0,005	0,011	-0,015	0,024		stabil	Állandó
PICPIC	Pica pica	0,009	0,007	-0,019	0,038		stabil	Állandó
PICVIR	Picus viridis	-0,018	0,010	-0,088	0,053		bizonytalan	Állandó
SITEUR	Sitta europaea	-0,015	0,013	-0,051	0,022		bizonytalan	Állandó
STRDEC	Streptopelia decaocto	0,038	0,008	0,016	0,060	0,01	mérsékelt növekedés	Állandó
ACRARU	Acrocephalus arundinaceus	0,021	0,035	-0,009	0,050		bizonytalan	Hosszútávú vonuló
ACRRIS	Acrocephalus palustris	-0,042	0,027	-0,074	-0,010	0,01	mérsékelt csökkenés	Hosszútávú vonuló
ACRSCH	Acrocephalus schoenobaenus	-0,057	0,108	-0,125	0,011		bizonytalan	Hosszútávú vonuló
ACRSCT	Acrocephalus scirpaceus	0,035	0,096	-0,018	0,088		bizonytalan	Hosszútávú vonuló
ANTCAM	Anthus campestris	0,152	0,031	-0,060	0,363		bizonytalan	Hosszútávú vonuló
ANTTRI	Anthus trivialis	-0,001	0,014	-0,043	0,041		stabil	Hosszútávú vonuló
APUAPU	Apus apus	-0,118	0,072	-2,102	1,865		bizonytalan	Hosszútávú vonuló
ARDCIN	Ardea cinerea	0,211	0,085	0,101	0,320	0,01	erős növekedés	Hosszútávú vonuló
ARDPUR	Ardea purpurea	0,125	0,046	-0,064	0,313		bizonytalan	Hosszútávú vonuló
CICCI	Ciconia ciconia	-0,002	0,027	-0,062	0,058		bizonytalan	Hosszútávú

							vonuló
CIRAER	Circus aeruginosus	<b>-0,045</b>	0,099	-0,115	0,024	bizonytalan	Hosszútávú vonuló
CUCCAN	Cuculus canorus	<b>-0,035</b>	0,019	-0,059	-0,011 0,01	mérsékelt csökkenés	Hosszútávú vonuló
DELURB	Delichon urbica	<b>-0,081</b>	0,016	-0,127	-0,034 0,01	mérsékelt csökkenés	Hosszútávú vonuló
FALSUB	Falco subbuteo	<b>-0,008</b>	0,018	-0,340	0,325	bizonytalan	Hosszútávú vonuló
FICALB	Ficedula albicollis	<b>0,146</b>	0,024	0,081	0,210 0,01	erős növekedés	Hosszútávú vonuló
HIPICT	Hippolais icterina	<b>-0,094</b>	0,045	-0,306	0,119	bizonytalan	Hosszútávú vonuló
HIRRUS	Hirundo rustica	<b>-0,070</b>	0,014	-0,099	-0,042 0,01	mérsékelt csökkenés	Hosszútávú vonuló
JYNTOR	Jynx torquilla	<b>0,040</b>	0,010	-0,012	0,092	bizonytalan	Hosszútávú vonuló
LANCOL	Lanius collurio	<b>0,001</b>	0,016	-0,020	0,022	stabil	Hosszútávú vonuló
LANMIN	Lanius minor	<b>-0,062</b>	0,080	-0,123	-0,001 0,05	mérsékelt csökkenés	Hosszútávú vonuló
LOCFLU	Locustella fluviatilis	<b>-0,076</b>	0,022	-0,131	-0,020 0,01	mérsékelt csökkenés	Hosszútávú vonuló
LOCLUS	Locustella luscinioides	<b>-0,024</b>	0,043	-0,108	0,061	bizonytalan	Hosszútávú vonuló
LOCNAE	Locustella naevia	<b>-0,255</b>	0,024	-0,355	-0,155 0,01	erős csökkenés	Hosszútávú vonuló
LUSMEG	Luscinia megarhynchos	<b>0,008</b>	0,008	-0,009	0,025	stabil	Hosszútávú vonuló
MERAPI	Merops apiaster	<b>-0,112</b>	0,068	-0,200	-0,024 0,01	mérsékelt csökkenés	Hosszútávú vonuló
MOTFLA	Motacilla flava	<b>0,029</b>	0,011	0,005	0,053 0,05	mérsékelt növekedés	Hosszútávú vonuló
MUSSTR	Muscicapa striata	<b>-0,107</b>	0,010	-0,162	-0,051 0,05	erős csökkenés	Hosszútávú vonuló
NYCNYC	Nycticorax nycticorax	<b>-0,201</b>	0,011	-0,463	0,062	bizonytalan	Hosszútávú vonuló
OENOEN	Oenanthe oenanthe	<b>0,094</b>	0,008	0,014	0,173 0,05	mérsékelt növekedés	Hosszútávú vonuló
ORIORI	Oriolus oriolus	<b>0,000</b>	0,013	-0,017	0,017	stabil	Hosszútávú vonuló
PHYSIB	Phylloscopus sibilatrix	<b>0,039</b>	0,009	-0,008	0,086	bizonytalan	Hosszútávú vonuló
PHYTRO	Phylloscopus trochilus	<b>-0,053</b>	0,015	-0,108	0,002	bizonytalan	Hosszútávú vonuló
RIPRIP	Riparia riparia	<b>-0,169</b>	0,009	-0,389	0,051	bizonytalan	Hosszútávú vonuló
SAXRUB	Saxicola rubetra	<b>0,004</b>	0,015	-0,051	0,059	bizonytalan	Hosszútávú vonuló
SYLBOR	Sylvia borin	<b>-0,189</b>	0,042	-0,272	-0,107 0,01	erős csökkenés	Hosszútávú vonuló
SYLCOM	Sylvia communis	<b>-0,012</b>	0,020	-0,038	0,013	stabil	Hosszútávú vonuló
SYLCUR	Sylvia curruca	<b>-0,039</b>	0,056	-0,084	0,007	bizonytalan	Hosszútávú vonuló
SYLNIS	Sylvia nisoria	<b>0,045</b>	0,073	-0,007	0,097	bizonytalan	Hosszútávú vonuló
TRIGLA	Tringa glareola	<b>-0,745</b>	0,033	-2,311	0,822	bizonytalan	Hosszútávú vonuló
ANAPLA	Anas platyrhynchos	<b>-0,054</b>	0,014	-0,074	-0,033 0,01	mérsékelt csökkenés	Parciális vonuló
BOTSTE	Botaurus stellaris	<b>-0,126</b>	0,045	-0,365	0,113	bizonytalan	Parciális vonuló
CARCAN	Carduelis cannabina	<b>0,023</b>	0,023	-0,027	0,074	bizonytalan	Parciális vonuló
CARCAR	Carduelis carduelis	<b>0,027</b>	0,039	0,000	0,054	bizonytalan	Parciális vonuló
CARCHL	Carduelis chloris	<b>0,039</b>	0,042	0,023	0,055 0,01	mérsékelt növekedés	Parciális vonuló
COCCOC	Coccothraustes coccothraustes	<b>0,051</b>	0,043	0,007	0,095 0,05	mérsékelt növekedés	Parciális vonuló
EMB CIT	Emberiza citrinella	<b>-0,003</b>	0,007	-0,019	0,014	stabil	Parciális vonuló

EMBSCH	Emberiza schoeniclus	<b>0,070</b>	0,011	-0,006	0,146		bizonytalan	Parciális vonuló
FALTIN	Falco tinnunculus	<b>-0,022</b>	0,012	-0,105	0,060		bizonytalan	Parciális vonuló
FRICOE	Fringilla coelebs	<b>0,022</b>	0,022	0,006	0,038	0,01	mérsékelt növekedés	Parciális vonuló
FULATR	Fiulica atra	<b>0,151</b>	0,015	0,019	0,283	0,05	mérsékelt növekedés	Parciális vonuló
PARCAE	Parus caeruleus	<b>0,010</b>	0,019	-0,020	0,039		stabil	Parciális vonuló
PARMAJ	Parus major	<b>0,007</b>	0,022	-0,008	0,021		stabil	Parciális vonuló
TROTRO	Troglodytes troglodytes	<b>0,001</b>	0,149	-0,073	0,076		bizonytalan	Parciális vonuló
TURMER	Turdus merula	<b>0,000</b>	1,012	-0,015	0,015		stabil	Parciális vonuló
TURVIS	Turdus viscivorus	<b>0,070</b>	0,134	-0,047	0,186		bizonytalan	Parciális vonuló
ALAARV	Alauda arvensis	<b>-0,031</b>	0,026	-0,045	-0,017	0,01	mérsékelt csökkenés	Rövidtávú vonuló
ANTPRA	Anthus pratensis	<b>0,156</b>	0,036	-0,136	0,448		bizonytalan	Rövidtávú vonuló
COLOEN	Columba oenas	<b>0,257</b>	0,059	0,113	0,401	0,05	erős növekedés	Rövidtávú vonuló
COLPAL	Columba palumbus	<b>0,023</b>	0,024	-0,004	0,050		bizonytalan	Rövidtávú vonuló
COTCOT	Coturnix coturnix	<b>-0,066</b>	0,028	-0,102	-0,030	0,01	mérsékelt csökkenés	Rövidtávú vonuló
EGRALB	Egretta alba	<b>0,428</b>	0,016	0,108	0,747	0,05	mérsékelt növekedés	Rövidtávú vonuló
ERIRUB	Erithacus rubecula	<b>0,014</b>	0,066	-0,008	0,037		stabil	Rövidtávú vonuló
LARRID	Larus ridibundus	<b>0,061</b>	0,008	-0,133	0,254		bizonytalan	Rövidtávú vonuló
LULARB	Lullula arborea	<b>-0,191</b>	0,163	-0,275	-0,107	0,01	erős csökkenés	Rövidtávú vonuló
MOTALB	Motacilla alba	<b>-0,028</b>	0,040	-0,055	0,000	0,05	mérsékelt csökkenés	Rövidtávú vonuló
PHACAR	Phalacrocorax carbo	<b>0,031</b>	0,015	-0,190	0,253		bizonytalan	Rövidtávú vonuló
PHOOCH	Phoenicurus ochruros	<b>0,050</b>	0,009	0,030	0,070	0,01	mérsékelt növekedés	Rövidtávú vonuló
PHYCOL	Phylloscopus collybita	<b>0,006</b>	0,011	-0,012	0,024		stabil	Rövidtávú vonuló
SAXTOR	Saxicola torquata	<b>-0,018</b>	0,013	-0,043	0,007		stabil	Rövidtávú vonuló
SERSER	Serinus serinus	<b>-0,072</b>	0,011	-0,103	-0,041	0,01	mérsékelt csökkenés	Rövidtávú vonuló
STRTUR	Streptopelia turtur	<b>-0,008</b>	0,051	-0,030	0,013		stabil	Rövidtávú vonuló
STUVUL	Sturnus vulgaris	<b>0,030</b>	0,043	-0,002	0,062		bizonytalan	Rövidtávú vonuló
SYLATR	Sylvia atricapilla	<b>0,039</b>	0,028	0,022	0,055	0,01	mérsékelt növekedés	Rövidtávú vonuló
TRITOT	Tringa totanus	<b>-0,161</b>	0,149	-0,318	-0,003	0,05	mérsékelt csökkenés	Rövidtávú vonuló
TURPHI	Turdus philomelos	<b>0,027</b>	0,170	0,001	0,053	0,05	mérsékelt növekedés	Rövidtávú vonuló
UPUEPO	Upupa epops	<b>-0,043</b>	0,113	-0,086	0,001		bizonytalan	Rövidtávú vonuló
VANVAN	Vanellus vanellus	<b>0,039</b>	0,799	0,001	0,077	0,05	mérsékelt növekedés	Rövidtávú vonuló

### 3.2 EREDMÉNYEK

A csoportok közötti összehasonlítások alapján a vonulási stratégiák szerint jelentős különbség tapasztalható. A négy vonulási stratégia állományváltozását ANOVA-val összehasonlítva szignifikáns az eltérés ( $F=2,976$ ,  $df=3,96$ ,  $p=0,035$ ). A hosszútávú vonulók állománya szignifikánsan, 5,3 %-kal csökken (átlag=-0,053,  $SE=0,024$ ), a rövidtávú vonulók esetében stagnál (átlag=0,0247,  $SE=0,0275$ ), parciális vonulók állománya 1,3 %-kal (átlag=0,0134,  $SE=0,0128$ ) és állandó fajok állománya 1,7 %-kal (átlag=0,0166,  $SE=0,0149$ ) növekszik. A különbség a 10 éves periódus második felében, 2004-től jelentkezett hangsúlyosan (6. ábra).

A többi csoportosító tényezőt vizsgálva a hosszútávú vonulók között csak a költőterületi élőhely esetén találtunk különbséget, ahol az agrár élőhelyekhez kötődő, és a vegyes élőhelyeket használó fajok állománya jobban csökkent, mint a többi élőhelyeket használó faj állománya (6. ábra).

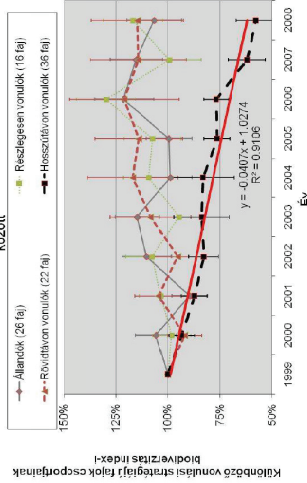
A többi csoportosító tényező esetén nem találtunk szignifikáns eltérést (ANOVA,  $p>0,05$ ). Azonban a telelőterületek csoportosítása során egyes területek esetében negatívabb trend látszik. Ez elsősorban a távolabbra, akár Dél-Afrikaig is elvonuló fajcsoportoknál látható, így a mintázat azt mutatja, hogy minél távolabbra vonul a faj, annál erősebb a csökkenés.

Az Ócsai Madárvártán végzett hosszútávú standard madárgyűrzés adatsorának elemzésével 10 fajnál megállapítható volt a tavaszi érkezési időpontok átlagos eltolódása (4. táblázat). Ezeket az adatokat összevetettük az MMM-ben tapasztalt állományváltozási trendekkel, hogy teszteljük van-e összefüggés a klímaváltozás hatásaira való reakció képessége és az állományváltozási trendek között. Ebben az esetben nem kaptunk szignifikáns összefüggést, de a trendek azt mutatták, hogy minél korábban tudta hozni egy faj a tavaszi érkezési időpontját, annál pozitívabb volt az MMM által mért állományváltozási trendje (7. ábra).

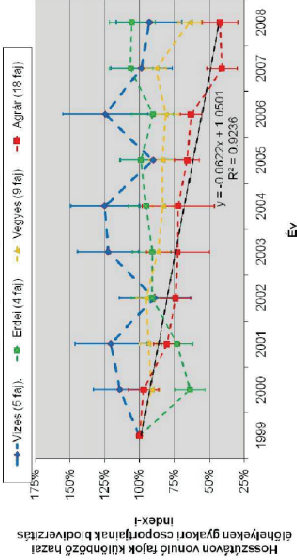
3. táblázat Az MMM alapján számított éves állományindexek standard hibával (SE) vonulási stratégiánkénti csoportosításban

Vonulási stratégia	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Állandó ( 26 faj)	1	1,056296	0,895796	1,102114	1,146541	0,98812	0,995201	1,209993	1,151622	1,064826
SE	0	0,099138	0,084743	0,11868	0,106341	0,102119	0,109334	0,141461	0,125712	0,13018
Hosszútávon vonulók (3636 faj)	1	0,93353	0,873869	0,828583	0,837783	0,832169	0,764117	0,7679177	0,6212816	0,578467
SE	0	0,060906	0,061237	0,072089	0,132594	0,152308	0,063415	0,0601350	0,0882530	0,092709
Rövidtávon vonulók (22 faj)	1	0,920125	1,045471	0,951944	1,083655	1,167176	1,139503	1,207024	1,142023	1,14689
SE	0	0,080708	0,111866	0,116685	0,191882	0,216543	0,210089	0,261787	0,230051	0,220567
Részlegesen vonulók (16 faj)	1	0,981512	1,034256	1,075658	0,94538	1,091872	1,072972	1,297286	0,993185	1,166027
SE	0,090218	0,102453	0,122793	0,095272	0,117779	0,13393	0,143378	0,152481	0,141242	

Száz leggyakoribb hazai fészkelő madárfaj vonulási kategóriák alapján kialakított csoportjainak állományváltozása 1999-2008 között



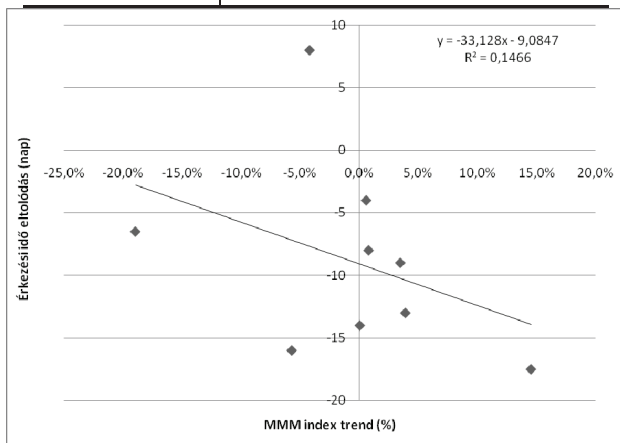
Hosszútávon vonuló fajok állományváltozása élőhely használatuk alapján képzett csoportok alapján



6. ábra Az MMM vonulási stratégiánkénti csoportosításban képzett indexeinek változása 1999-2008 között (bal oldal) és a hosszútávú vonulók egyes jellemző költőterületei szerinti csoportosításban (jobb oldal)

4. táblázat Egyes fajok tavaszi érkezésének és őszi indulásának eltolódása napokban a voulási hullámok 50%-os értéke alapján Ócsán

Faj	Tavaszi érkezés	Őszi indulás juvenil	Őszi indulás adult
Acrocephalus melanopogon	-10	0	0
Acrocephalus palustris	8	6	11
Acrocephalus schoenobaenus	-16	19	21
Acrocephalus scirpaceus	-9	9	7
Ficedula albicollis	-17.5	11	9
Lanius collurio	-14	0	-9
Luscinia luscinia		0	0
Luscinia megarhynchos	-8	0	10
Phylloscopus colybita	-4	12.5	25
Phylloscopus sibilatrix	-13	0	7-10
Phylloscopus trochilus		11-13	25
Sylvia atricapilla	0	14	12
Sylvia borin	-6.5	0	13



7. ábra Az érkezési idő eltolódása és az MMM index összefüggése és a lineáris regresszióval fedtetett egyenes és adatai



### 3.3 MEGVITATÁS

Elemzésünk során a hosszútávú vonuló fajok állományában Európa nyugati és északi területein tapasztalható erősen negatív trendnek megfelelő eredményeket találtunk. A hosszútávú vonulók csökkenésével kapcsolatos további csoportosítások során nem találtunk szignifikáns különbséget, kivéve a költőterületi élőhelyek esetében. A hosszú távon vonulók között az agrár-, és vegyes élőhelyeken élők állományának csökkenése nagyobb, mint a többi élőhelyeken élőké.

Az MMM módszertanából következik, hogy a reprezentatív mintavételezés miatt az ország területére általában jellemző élőhelytípusok - mezőgazdasági és erdei területek - dominálnak az adatbázisban. A kiemelt természeti területek, pl. vizes élőhelyek csak nagyon kis számban szerepelnek, ami az országos területi lefedésükből következik.

A Nyugat-európában a mezőgazdasági területeken élő fajok jelentős állománycsökkenése (Donald et al. 2001, 2006) és az az eredmény, hogy az európai madárfajok közül azoknak a hosszútávú vonulóknak az állománya csökken a legjobban, amelyek mezőgazdasági területeken költenek (Sanderson et al. 2006), visszatükröződik a tapasztalt mintázatban. Hazánkban az elmúlt évtizedekben jelentős változáson ment keresztül a mezőgazdaság szerkezete, az állatállomány jelentősen csökkent, az intenzív mezőgazdaság a rendszerváltozást követő időszakban először visszaszorult, majd az EU csatlakozáshoz kapcsolódóan újra előkerült a fokozott intenzifikálódás (Nagy et al. 2009). Ez a fent említett fajcsoportnál különösen problémát jelenthet, ahogy az elmúlt század során, hosszútávon tapasztalható változások a mezőgazdaságban már eddig is állományváltozásokhoz vezethettek, de ez eddig csak a vadászható és statisztikai adatokkal rendelkező fajok esetében volt kimutatható (Báldi & Faragó 2007).

Az adatok azt mutatják, hogy minél hosszabb a vonulási út, annál erősebb a csökkenés. Feltételezhető, hogy a legtávolabbra vonuló madárfajok számára okozhatja a legnagyobb problémát a tavaszi érkezés időzítése (Møller et al. 2008). Magyarországon a klímaváltozás előrejelzései alapján az átlagosnál jelentősebb változások várhatóak, ami a költő madárfajok számára is várhatóan jelentős kihatással lesz (Huntley et al. 2008). A tavaszi átlaghőmérsékletek már az elmúlt évtizedekben is jelentősen nőttek, ami az érkezés időzítésével kapcsolatos problémát hangsúlyosan érintheti. Az általunk tesztelt összefüggés ezt a hipotézist erősíti, mivel vizsgálataink szerint minél korábban tudta hozni egy faj a tavaszi érkezési időpontját, annál pozitívabb volt az MMM által mért állományváltozási trendje.

Egyes fajok tavaszi érkezésének időzítését Magyarországon is különböző mértékben és sebességgel képesek változtatni, amit az Ócsai Madárvárta adatai alapján is sikerült igazolni. Míg pl. az örvös légykapó, foltos nádiposzáta és töviszúró gébics érkezése több mint 10 nappal korábbra tolódott, addig az eleve késői érkezési idejű énekes nádiposzáta esetében ez még 8 nappal későbbre esik (Kiss et al. 2008, Miholcsa et al. 2009).

A hipotézisek tesztelése alapján összességében azt állapíthatjuk meg, hogy a hosszútávú vonulók állományának csökkenésében biztosan szerepe van az agrárterületeken végbemenő folyamatoknak, és a klímaváltozás is jelentős szerepet játszik a folyamatban. Adataink alapján nem állapítható meg egyértelmű összefüggés a telelőterületeken végbemenő változásokkal, de feltételezhető, hogy a nálunk agrárélőhelyeken költő, és Afrikában jelentős részben száraz élőhelyeket, vagy száraz területek közé ékelődő időszakos vizes élőhelyeket hasznosító fajok csökkenése a legjelentősebb (Sanderson et al. 2006, Kirby et al. 2008).

## 4 A HOSSZÚTÁVÚ VONULÓ MADÁRFAJOK ÁLLOMNYVÁLTOZÁSÁNAK VIZSGÁLATA MAGYARORSZÁGON HOSSZÚTÁVÚ GYŰRÜZÉSI ADATSOROK ALAPJÁN

### 4.1 TERÜLETEK ÉS ADATOK

Az elemzésekhez az Ócsai Madárvárta és a Kolon-tavi Madárvárta adatait használtuk fel. A madarak befogása mindkét területen függőnyhálókkal történik. A függőnyhálók minden évben standard helyen kialakított hálósorokban, a területre jellemző vegetáció típusokba vannak felállítva, és napkeltétől napnyugtáig óránként ellenőrizve. Minden befogott madár esetében rögzítésre kerülnek a következő adatok: faj, kor, ivar, dátum, óra, fogás helye (hálósor, hálósorszám), szárnyhossz, 3. evező hossza, testtömeg, zsír- és izomkategóriák. Bizonyos időszakokban kiegészítő adatok is rögzítésre kerülnek a hazai és nemzetközi standardoknak megfelelően (Szentendrey et al. 1979, Bairlein 1995)

#### *Ócsa*

Az Ócsai Madárvárta ([www.omve.hu](http://www.omve.hu)) 1983 óta működik. Az Ócsai Tájvédelmi Körzet északi részén, az ún. Öregturján terület részén helyezkedik el (47°17'49"É 19°12'38"K). Maga az Öregturján egy post-glaciális reliktum tőzegláp maradványának szegélyterülete. A hálók a láp szukcesszió különböző stádiumainak megfelelő vegetáció típusokban – a vízben álló homogén nádasból a záródó erdőig – állnak. Innen az 1989-2008 közötti időszakból, és csak a standard, minden évben működtetett hálósorokból származó adatokat használtuk fel.

#### *Izsák, Kolon-tó*

A Kolon-tavi Madárvárta ([www.kolon-to.com](http://www.kolon-to.com)) 1999 óta működik az izsáki Kolon-tó partján (46°46'09"É 19°19'46"K). A hálók a Kolon-tavat keresztülszelő gáton vannak felállítva alapvetően nádasban, csak a külső parti zóna tartalmaz szegély-élőhelyeket. Az erről a területről felhasznált adatok 10 évet ölelnek fel 1999-2008 között, és csak a standard, minden évben működtetett hálósorokból származnak.

Mindkét terület esetében a költési időszakot és az őszi vonulási időszakot elkülönítetten elemeztük. A költési időszaknak tekintettük a május 1 - július 31. közötti intervallumot, őszi vonulási időszaknak az augusztus 1 - október 30. közötti periódust. Csak azokat a fajokat vettük figyelembe, amelyek az adott időszakban rendszeresen előfordulnak a területen, azaz egy-két kivétellel minden évben befogásra kerültek, és a vizsgálati periódus alatt összesen legalább 100 példány adatával rendelkeztek. Az elemzésből kizártuk azokat a fajokat is, amelyeknél az évek közötti egyedszám különbségek - a befogási módszer miatt - jelentős

részben véletlennek köszönhetőek (pl. füstí fecskék *Hirundo rustica*, gyurgyalag *Merops apiaster*, lappantyú *Caprimulgus europaeus*).

Külön elemeztük a biztosan adultnak határozott madarakat, és a teljes, minden korcsoportot tartalmazó fogási adatsorokat. A teljes fogási adatsor tartalmazza az adott évi fiatal madarakat is, azaz az állományváltozáson felül az éves reprodukciós siker változatosságát is magába foglalja. Az adult madaraknál probléma, hogy a postnuptialis vedlés miatt nem minden fajnál különíthetők el egyértelműen az őszi időszakban.

Az egyes fajok állományváltozási trendjének meghatározásához az általánosan használt módszer szerint (Berthold et al 1986) a meghatározott időszakra eső befogott példányok számát ( $n$ ) vettük alapul, és ezt az értéket transzponáltuk a  $\log_{10}(n+1)$  képletnek megfelelően, hogy a 0 értékeket is használni lehessen, és az így kapott értékek regressziós egyenesének meredekségét vettük a változást jellemző értéknek. Minden fajnál kiszámítottuk az éves átlagos egyedszámot és ennek szórását, valamint az átlagos éves %-os állományváltozást.

Az MMM adatsoron végzett vizsgálatoknak megfelelő csoportosítás alapján soroltuk a fajokat vonulási kategóriákba. Az összesített hatást ANCOVA segítségével végeztük, ahol a  $\log_{10}(n+1)$  volt a függő változó, az év volt a kovariáns, a faj és a csoport a faktor.

Az elemzéseket a két területen a két megjelölt időszakra vonatkozó adatsorokon végeztük. A megfigyelés és befogás alapú módszerek összehasonlításához a gyűrűzési adatokat is indexnek vettük, ahol a bázisév 1999 a 100% és a többi év abundancia indexe ehhez viszonyított. A három adatsor összehasonlítása miatt csak a 10 éves 1999-2008 közötti adatokat vettük figyelembe az ócsai adatbázis esetében is.

Összefoglaló táblázatban összegeztük az egyes módszerekkel és időszakokra kapott trend irányultságokat és szignifikanciájukat.

## 4.2 EREDMÉNYEK

### 4.2.1 ÁLLOMÁNYVÁLTOZÁSI TRENDEK

#### *Ócsa költési időszak (adult) 1989-2008 (5. táblázat)*

A 18 faj esetében 8 faj mutatott csökkenő tendenciát (ebből 1 szignifikáns), míg 10 növekvő tendenciát (ebből 4 szignifikáns).

#### *Ócsa őszi vonulási időszak (adult) 1989-2008 (6. táblázat)*

A 28 faj esetében 9 faj mutatott csökkenő tendenciát (ebből 2 szignifikáns), míg 19 növekvő tendenciát (ebből 7 szignifikáns).

#### *Ócsa őszi vonulási időszak (minden korcsoport) 1989-2008 (7. táblázat)*

A 42 faj esetében 17 faj mutatott csökkenő tendenciát (ebből 6 szignifikáns), míg 25 növekvő tendenciát (ebből 9 szignifikáns).

#### *Izsák őszi vonulási időszak (adult) 1999-2008 (8. táblázat)*

A 15 faj esetében 12 faj mutatott csökkenő tendenciát (ebből 3 szignifikáns), míg 3 növekvő tendenciát (ebből nincs szignifikáns).

#### *Izsák őszi vonulási időszak (minden) 1999-2008 (9. táblázat)*

A 38 faj esetében 27 faj mutatott csökkenő (ebből 9 szignifikáns), míg 11 növekvő tendenciát (ebből 2 szignifikáns).

Összességében nem tapasztalható az a mintázat, ami Nyugat-Európában kimutatható. Izsákon nagyobb számú csökkenő trendet mutató faj van, de ezeknek a trendeknek csak kis része szignifikáns. Ócsán viszont mind a költési, mind a vonulási időszakban nagyobb számú fajnál tapasztalható növekvő trend, de itt is elég alacsony a szignifikáns trendek aránya. Van néhány olyan faj ami szinte minden időszakban és mindkét területen egyöntetűen csökken mint pl. a zöldike (*Carduelis chloris*), nádi sármány (*Emberiza schoeniclus*) és a kerti poszáta (*Sylvia borin*) illetve növekszik mint pl. az énekes rigó (*Turdus philomelos*)

**5. táblázat** Az Ócsán a költési időszakban 1989-2008 fogott madarak egyedszáma (n), éves átlaga (átlag), szórása (SD), évenkénti átlagos változása (%/év), a regreessziós egyenes meredeksége és az illeszkedés statisztikája (trend, R<sup>2</sup>, F, p)

Ócsa - Költési időszak (adult) 1989-2008									
Faj	n	átlag	SD	%/év	trend	R <sup>2</sup>	F	p	p*
Acrocephalus arundinaceus	273	13,65	7,18	-1,60%	-0,013	0,10	1,939	0,181	ns
Acrocephalus melanopogon	452	22,60	15,23	0,89%	0,004	0,01	0,126	0,727	ns
Acrocephalus palustris	1296	64,80	24,46	1,52%	0,009	0,09	1,862	0,189	ns
Acrocephalus schoenobaenus	1070	53,50	26,21	-2,12%	-0,011	0,08	1,590	0,223	ns
Acrocephalus scirpaceus	2536	126,80	38,06	2,61%	0,013	0,22	5,064	0,037	*
Carduelis chloris	1100	55,00	54,46	-0,62%	-0,007	0,01	0,132	0,721	ns
Emberiza schoeniclus	524	26,20	11,34	-1,76%	-0,013	0,15	3,184	0,091	ns
Lanius collurio	642	32,10	13,54	0,42%	0,005	0,03	0,498	0,490	ns
Locustella fluviatilis	150	7,50	4,66	-1,97%	-0,010	0,07	1,370	0,257	ns
Locustella luscinioides	523	26,15	9,63	5,48%	0,016	0,46	15,087	0,001	**
Luscinia megarhynchos	511	25,55	7,59	-0,61%	-0,003	0,01	0,253	0,621	ns
Phylloscopus collybita	447	22,35	5,72	0,01%	0,000	0,00	0,007	0,933	ns
Sylvia atricapilla	2571	128,55	29,04	1,61%	0,007	0,18	3,957	0,062	ns
Sylvia borin	436	21,80	10,11	-3,18%	-0,024	0,56	22,604	0,000	***
Sylvia communis	109	6,81	3,35	0,86%	0,001	0,00	0,007	0,933	ns
Sylvia curruca	220	11,00	5,20	5,33%	0,016	0,19	4,351	0,052	ns
Turdus merula	447	22,35	7,99	5,17%	0,019	0,51	18,691	0,000	***
Turdus philomelos	152	8,00	4,58	10,20%	0,042	0,63	30,063	0,000	***

**6. táblázat Az Ócsán az őszi vonulási időszakban 1989-2008 fogott adult madarak egyedszáma (n), éves átlaga (átlag), szórása (SD), évenkénti átlagos változása (%/év), a regressziós egyenes meredeksége és az illeszkedés statisztikája (trend, R<sup>2</sup>, F, p)**

<i>Faj</i>	<i>n</i>	<i>átlag</i>	<i>SD</i>	<i>%/év</i>	<i>trend</i>	<i>R<sup>2</sup></i>	<i>F</i>	<i>p</i>	
<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	218	11,47	13,04	0,00%	0,016	0,06	1,055	0,318	NS
<i>Acrocephalus melanopogon</i>	531	26,55	16,29	-2,17%	-0,012	0,04	0,656	0,429	NS
<i>Acrocephalus palustris</i>	462	23,10	26,17	0,34%	0,019	0,07	1,261	0,276	NS
<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	1484	74,20	85,61	9,31%	0,040	0,22	5,051	0,037	*
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	1655	82,75	74,71	1,49%	0,020	0,13	2,593	0,125	NS
<i>Carduelis chloris</i>	981	49,05	76,84	-5,87%	-0,054	0,36	10,042	0,005	**
<i>Emberiza schoeniclus</i>	803	40,15	28,20	-1,55%	0,008	0,03	0,607	0,446	NS
<i>Erithacus rubecula</i>	2737	136,85	128,17	45,62%	0,025	0,20	4,514	0,048	*
<i>Ficedula hypoleuca</i>	274	13,70	12,01	9,46%	0,014	0,07	1,352	0,260	NS
<i>Fringilla coelebs</i>	667	33,35	20,71	7,80%	0,017	0,14	2,810	0,111	NS
<i>Lanius collurio</i>	256	12,80	16,55	-0,31%	0,000	0,00	0,001	0,980	NS
<i>Locustella luscinioides</i>	385	19,25	12,12	0,84%	-0,001	0,00	0,007	0,933	NS
<i>Luscinia luscinia</i>	288	14,40	6,81	1,88%	0,006	0,03	0,531	0,476	NS
<i>Luscinia megarhynchos</i>	331	16,55	22,31	-1,64%	-0,012	0,05	0,935	0,346	NS
<i>Muscicapa striata</i>	316	15,80	8,28	-0,18%	-0,009	0,05	1,035	0,322	NS
<i>Parus caeruleus</i>	1852	92,60	64,86	5,40%	0,030	0,24	5,722	0,028	*
<i>Parus maior</i>	1014	50,70	38,58	15,05%	0,037	0,31	8,130	0,011	*
<i>Phylloscopus collybita</i>	1694	84,70	49,79	0,38%	0,001	0,00	0,004	0,951	NS
<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	383	19,15	20,65	-1,23%	-0,016	0,06	1,239	0,280	NS
<i>Phylloscopus trochilus</i>	318	15,90	12,26	-1,06%	0,013	0,04	0,767	0,393	NS
<i>Prunella modularis</i>	1140	57,00	34,06	0,15%	-0,007	0,02	0,421	0,524	NS
<i>Sylvia atricapilla</i>	4557	227,85	147,16	-7,37%	0,021	0,21	4,877	0,040	*
<i>Sylvia borin</i>	1194	59,70	35,62	11,88%	0,023	0,36	10,049	0,005	*
<i>Sylvia communis</i>	195	9,75	6,62	9,85%	0,000	0,00	0,000	0,998	NS
<i>Sylvia curruca</i>	479	23,95	19,91	0,88%	-0,027	0,34	9,154	0,007	**
<i>Troglodytes troglodytes</i>	243	12,15	10,18	-4,40%	0,008	0,02	0,399	0,535	NS
<i>Turdus merula</i>	592	29,60	25,93	1,80%	0,036	0,25	6,060	0,024	*

7. táblázat Az Ócsán az őszi vonulási időszakban 1989–2008 fogott madarak egyedszáma (n), éves átlaga (átlag), szórása (SD), évenkénti átlagos változása (%/év), a regressziós egyenes meredeksége és az illeszkedés statisztikája (trend, R<sup>2</sup>, F, p)

Faj	n	átlag	SD	%/év	trend	r <sup>2</sup>	F	p	p*
Acrocephalus arundinaceus	475	23,75	16,46	3,03%	0,018	0,15	3,185	0,091	NS
Acrocephalus melanopogon	1714	85,70	56,78	0,52%	0,003	0,00	0,049	0,827	NS
Acrocephalus palustris	1827	91,35	48,75	1,68%	0,013	0,09	1,690	0,210	NS
Acrocephalus schoenobaenus	6094	304,70	203,78	5,25%	0,022	0,19	4,324	0,052	NS
Acrocephalus scirpaceus	5877	293,85	132,44	0,44%	0,005	0,02	0,355	0,559	NS
Aegithalos caudatus	540	27,00	20,34	17,30%	0,046	0,49	17,243	0,001	**
Anthus trivialis	160	8,42	4,97	-5,79%	-0,014	0,10	1,928	0,182	NS
Carduelis carduelis	517	25,85	41,27	-10,53%	-0,077	0,60	27,127	0,000	***
Carduelis chloris	2128	106,40	170,40	-10,16%	-0,063	0,45	14,779	0,001	**
Certhia brachydactyla	132	6,95	4,80	44,06%	0,027	0,28	7,144	0,016	*
Dendrocopos maior	227	11,35	3,77	2,92%	0,010	0,20	4,407	0,050	NS
Emberiza schoeniclus	721	36,05	17,01	-1,49%	-0,014	0,12	3,335	0,084	NS
Erithacus rubecula	5601	280,05	125,58	14,37%	0,026	0,63	2,497	0,132	NS
Ficedula albicollis	99	5,50	3,31	4,98%	0,025	0,23	30,965	0,000	***
Ficedula hypoleuca	1339	66,95	27,14	1,27%	0,003	0,01	5,351	0,033	*
Fringilla coelebs	310	15,50	10,80	3,10%	0,018	0,11	0,213	0,650	NS
Hippolais icterina	598	29,90	15,19	-0,47%	0,003	0,00	2,170	0,158	NS
Lanius collurio	670	33,50	17,10	-0,95%	-0,007	0,04	0,047	0,831	NS
Locustella fluviatilis	278	13,90	6,76	-0,22%	-0,004	0,01	0,833	0,373	NS
Locustella luscinioides	1692	84,60	31,55	1,24%	0,009	0,09	0,163	0,691	NS
Locustella naevia	138	6,90	4,45	-0,83%	-0,007	0,02	1,813	0,195	NS
Luscinia luscinia	660	33,00	14,11	1,82%	0,010	0,08	0,418	0,526	NS
Luscinia megarhynchos	796	39,80	13,66	-0,53%	-0,004	0,03	1,582	0,225	NS
Muscicapa striata	1234	61,70	23,54	-1,25%	-0,012	0,13	0,534	0,474	NS
Oriolus oriolus	114	7,60	7,87	-7,29%	-0,053	0,46	2,639	0,122	NS
Panurus biarmicus	222	17,08	18,53	-2,72%	-0,063	0,36	15,130	0,001	**
Parus caeruleus	2750	137,50	77,76	9,73%	0,029	0,38	10,817	0,004	**
Parus maior	1840	92,00	45,24	4,99%	0,027	0,47	15,767	0,001	**
Passer montanus	2797	139,85	161,67	0,05%	0,009	0,01	0,179	0,677	NS
Phylloscopus collybita	3846	192,30	62,40	-0,72%	-0,002	0,01	0,167	0,688	NS
Phylloscopus sibilatrix	1833	91,65	62,87	-1,26%	-0,014	0,10	2,037	0,171	NS
Phylloscopus trochilus	1276	63,80	43,22	-0,10%	0,006	0,02	0,324	0,576	NS
Prunella modularis	814	40,70	26,20	-8,39%	-0,008	0,03	0,548	0,469	NS
Remiz pendulinus	149	11,46	8,78	-3,14%	-0,064	0,48	16,458	0,001	**
Saxicola torquata	283	14,89	12,69	0,94%	0,011	0,02	0,406	0,532	NS
Sylvia atricapilla	28643	1432,15	545,43	5,40%	0,017	0,37	10,567	0,004	**
Sylvia borin	4323	216,15	111,08	6,74%	0,021	0,38	11,184	0,004	**
Sylvia communis	834	41,70	23,83	-1,58%	-0,003	0,00	0,086	0,772	NS
Sylvia curruca	1423	71,15	48,35	-3,94%	-0,026	0,43	13,761	0,002	**
Troglodytes troglodytes	116	6,11	4,84	10,53%	0,022	0,18	4,026	0,060	NS
Turdus merula	1297	64,85	21,82	2,16%	0,012	0,22	5,200	0,035	*
Turdus philomelos	612	30,6	16,13887	11,29%	0,029	0,47	16,121	0,001	**



8. táblázat Az izzási Kolon-tavon az őszi vonulási időszakban 1999-2008 fogott adult madarak egyedszáma (n), éves átlaga (átlag), szórása (SD), évenkénti átlagos változása (%/év), a regressziós egyenes meredeksége és az illeszkedés statisztikája (trend, R<sup>2</sup>, F, p)

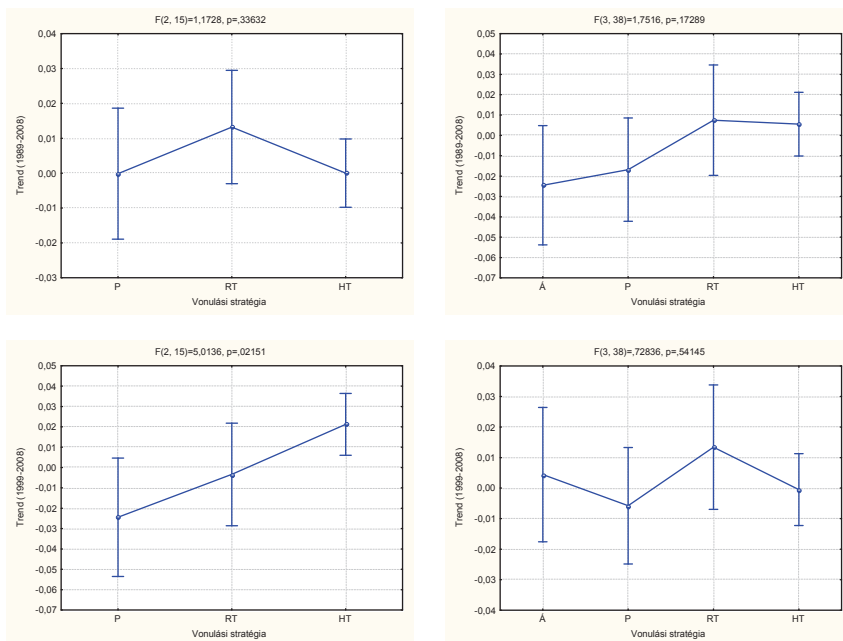
<i>Faj</i>	<i>n</i>	<i>átlag</i>	<i>SD</i>	<i>%/év</i>	<i>trend</i>	<i>R<sup>2</sup></i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>p*</i>
Acrocephalus arundinaceus	975	97,50	19,88	-2,76%	-0,014	0,23	2,416	0,159	NS
Acrocephalus melanopogon	3836	383,60	106,68	-3,32%	-0,018	0,17	1,633	0,237	NS
Acrocephalus palustris	710	71,00	16,67	1,94%	0,008	0,07	0,567	0,473	NS
Acrocephalus schoenobaenus	2647	264,70	75,44	-4,52%	-0,015	0,13	1,230	0,300	NS
Acrocephalus scirpaceus	5365	536,50	128,34	-4,30%	-0,025	0,45	6,527	0,034	*
Carduelis chloris	786	78,60	44,57	-7,48%	-0,065	0,64	14,239	0,005	*
Emberiza schoeniclus	771	77,10	37,71	-8,89%	-0,058	0,58	11,050	0,010	*
Erithacus rubecula	407	40,70	20,68	-6,51%	-0,009	0,01	0,097	0,764	NS
Lanius collurio	197	19,70	6,65	2,37%	0,006	0,02	0,134	0,723	NS
Locustella luscinioides	698	69,80	20,77	2,55%	0,010	0,04	0,333	0,580	NS
Parus caeruleus	1830	183,00	80,65	-2,69%	-0,010	0,02	0,136	0,722	NS
Parus major	120	12,00	7,27	-5,69%	-0,029	0,13	1,247	0,297	NS
Phylloscopus collybita	848	84,80	23,18	-1,84%	-0,009	0,06	0,508	0,496	NS
Remiz pendulinus	227	22,70	15,35	-5,52%	-0,047	0,17	1,639	0,236	NS
Sylvia atricapilla	243	24,30	8,91	-5,42%	-0,054	0,11	0,990	0,349	NS

**9. táblázat** Az izzáki Kolon-tavon az őszi vonulási időszakban 1999-2008 fogott madarak egyedszáma (n), éves átlaga (átlag), szórása (SD), évenkénti átlagos változása (%/év), a regressziós egyenes meredeksége és az illeszkedés statisztikája (trend, R<sup>2</sup>, F, p)

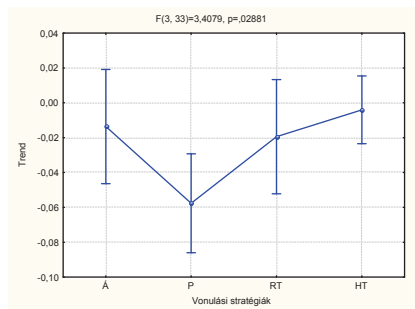
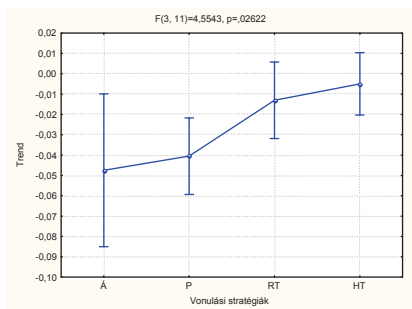
<i>Faj</i>	<i>n</i>	<i>átlag</i>	<i>SD</i>	<i>%/év</i>	<i>trend</i>	<i>R<sup>2</sup></i>	<i>F</i>	<i>p</i>	
Acrocephalus arundinaceus	3268	326,80	114,00	-4,92%	-0,033	0,34	4,103	0,077	NS
Acrocephalus melanopogon	13253	1325,30	571,36	-5,59%	-0,044	0,57	10,425	0,012	*
Acrocephalus palustris	2076	207,60	113,19	-3,08%	-0,008	0,02	0,182	0,681	NS
Acrocephalus schoenobaenus	16276	1627,60	645,63	-8,46%	-0,034	0,37	4,601	0,064	NS
Acrocephalus scirpaceus	26764	2676,40	882,63	-3,79%	-0,024	0,23	2,340	0,165	NS
Aegithalos caudatus	875	87,50	25,47	0,87%	0,004	0,01	0,088	0,774	NS
Carduelis cannabina	123	12,30	10,36	-16,51%	-0,109	0,83	39,341	0,000	***
Carduelis chloris	2064	206,40	115,02	-10,00%	-0,070	0,72	20,553	0,002	**
Dendrocopos minor	199	19,90	4,70	-3,68%	-0,014	0,15	1,458	0,262	NS
Emberiza schoeniclus	2988	298,80	153,42	-8,79%	-0,071	0,67	16,539	0,004	**
Erithacus rubecula	3551	355,10	127,59	-3,89%	-0,011	0,05	0,384	0,553	NS
Ficedula hypoleuca	88	8,80	4,02	-1,58%	-0,007	0,01	0,086	0,776	NS
Fringilla coelebs	223	22,30	23,28	-18,31%	-0,129	0,72	20,486	0,002	**
Lanius collurio	735	73,50	21,31	5,23%	0,016	0,16	1,566	0,246	NS
Locustella fluviatilis	98	9,80	5,67	7,27%	0,018	0,04	0,339	0,576	NS
Locustella luscinioides	3902	390,20	140,66	-1,41%	0,000	0,00	0,001	0,979	NS
Luscinia luscinia	84	9,33	4,50	-5,00%	0,028	0,05	0,415	0,538	NS
Luscinia megarhynchos	166	16,60	10,05	18,33%	0,025	0,09	0,808	0,395	NS
Luscinia svecica	79	7,90	4,12	-12,42%	-0,005	0,01	0,041	0,845	NS
Muscicapa striata	104	10,40	4,30	0,36%	0,015	0,04	0,365	0,562	NS
Panurus biarmicus	484	48,40	29,91	-1,62%	-0,016	0,01	0,104	0,756	NS
Parus aeruleus	13699	1369,90	817,16	-2,98%	-0,018	0,03	0,283	0,609	NS
Parus major	1206	120,60	45,41	-4,31%	-0,019	0,11	1,015	0,343	NS
Passer monastus	261	26,10	21,51	-12,54%	-0,076	0,57	10,604	0,012	*
Phylloscopus collybita	5397	539,70	148,11	-3,17%	-0,021	0,27	3,023	0,120	NS
Phylloscopus sibilatrix	160	16,00	11,30	43,84%	0,059	0,59	11,405	0,010	*
Phylloscopus trochilus	1059	105,90	38,32	-5,51%	-0,040	0,51	8,204	0,021	*
Prunella modularis	392	39,20	14,29	-1,71%	-0,003	0,00	0,019	0,893	NS
Regulus regulus	524	52,40	62,15	125,33%	0,097	0,42	5,823	0,042	*
Remiz pendulinus	3315	331,50	262,68	-8,47%	-0,090	0,44	6,189	0,038	*
Saxicola torquata	239	23,90	11,22	-11,32%	-0,054	0,44	6,364	0,036	*
Sylvia atricapilla	3367	336,70	87,90	-4,62%	-0,014	0,14	1,335	0,281	NS
Sylvia borin	484	48,40	7,49	-1,14%	-0,005	0,06	0,493	0,503	NS
Sylvia communis	238	23,80	7,32	-3,44%	-0,019	0,14	1,318	0,284	NS
Sylvia curruca	272	27,20	7,25	-2,58%	-0,009	0,06	0,543	0,482	NS
Troglodytes troglodytes	1289	128,90	124,91	-18,50%	-0,049	0,26	2,871	0,129	NS
Turdus merula	546	54,60	22,76	1,39%	0,004	0,00	0,032	0,862	NS
Turdus philomelos	263	26,30	13,96	31,41%	0,037	0,21	2,079	0,187	NS

#### 4.2.2 A KÜLÖNBÖZŐ VONULÁSI STRATÉGIÁJÚ FAJOK ÁLLOMÁNYAINAK TRENDJEI

Az egyes adatsorokon megvizsgáltuk a vonulási stratégiák szerinti átlagos állományváltozásokat. Az ócsai adatsorok esetében szignifikáns különbséget csak az 1999-2008 közötti adult állományváltozásoknál találtunk, ahol legjobban a parciális vonulók állománya csökkent, a hosszútávú vonulóké enyhén csökkent. Az izsáki adatsoroknál a vonuló állományokon belül szignifikánsan jobban csökkentek a parciális vonulók és állandó fajok, míg a rövid- és hosszútávú vonulók állománya stagnált. Összefoglalva, a kapott adataink alapján a két vizsgált területen elsősorban a parciális vonulók állománya csökkent, míg a többi csoport esetében inkább stagnálásról vagy növekedésről lehet beszélni, mind a költőállomány, mind az átvonuló állományok esetén.



8. ábra A különböző vonulási stratégiát követő fajok átlagos adult trendjei és azok különbsége a költési időszakban (bal oldal) és a vonulási időszakban (jobb oldal) Ócsán (Á-állandó, P-parciális vonuló, RT-rövidtávú vonuló, HT-hosszútávú vonuló)

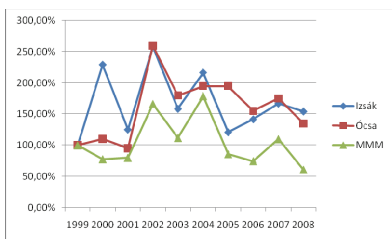


**9. ábra A különböző vonulási stratégiát követő fajok átlagos adult trendjei és azok különbsége a vonulási időszakban csak adultokra (bal oldal) és minden korcsoportra (jobb oldal) Izsákon (Á-állandó, P-parciális vonuló, RT-rövidtávú vonuló, HT-hosszútávú vonuló)**

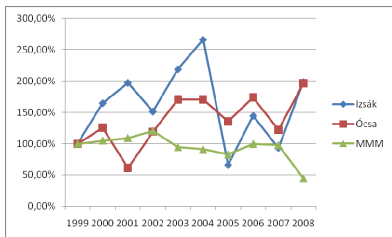
#### 4.2.3 ÖSSZEVETÉS A MEGFIGYELÉSI ÉS BEFOGÁSI MÓDSZEREK ÉS TERÜLETEK KÖZÖTT

Az egyes módszerek összevetésére egyrészt fajonként megvizsgáltuk és ábrázoltuk az 1999-2008 közötti időszaknak a bázis évhez képest történt változásainak mintázatát, valamint összefoglaló táblázatban feltüntettük az egyes módszerek szerinti és különböző időszakokban tapasztalt állományváltozás irányát és szignifikanciáját, és meghatároztuk, hogy mely fajok esetében egyeznek, mely fajoknál mutatnak különbséget az egyes adatsorok.

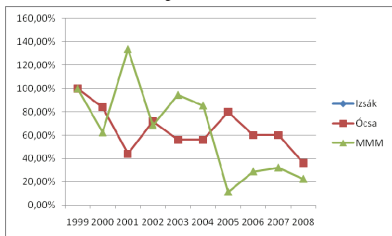
*Fajonkénti összehasonlítások a költési időszakban*



10. ábra Locustella luscinioides



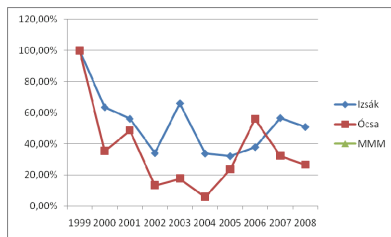
11. ábra Acrocephalus schoenobaenus



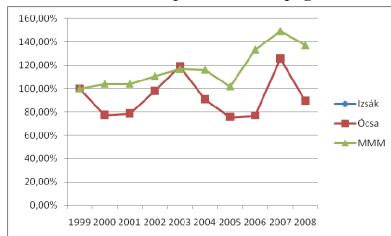
12. ábra Sylvia borin



13. ábra Lanius collurio



14. ábra Acrocephalus melanopogon



15. ábra Sylvia atricapilla

Faj	1999-2008						1989-2008 Össa		
	Költési időszak			Vomlási időszak			Költési időszak	Vomlási időszak	
	MMM	Össa (ad)	Izák (ad)	Össa (mind)	Izák (mind)	Össa (ad)	ad	mind	ad
<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	2.10%	8.33%	-2.08%	35.41%	-4.92%	14.75%	-2.76%	-1.60%	3.03%
<i>Acrocephalus melanopogon</i>		-3.80%	-3.76%	-6.99%	-5.59%	-3.24%	-3.32%	0.89%	0.52%
<i>Acrocephalus palustris</i>	-4.20%	3.41%	2.91%	6.14%	-3.08%	189.70%	1.94%	1.52%	1.68%
<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	-5.70%	8.86%	-0.52%	18.88%	-8.46%	104.55%	-4.52%	-2.12%	5.25%
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	3.50%	5.14%	-4.16%	0.93%	-3.79%	19.12%	-4.30%	2.61%	0.44%
<i>Agriolais caudatus</i>	9.80%			4.78%	0.87%				17.30%
<i>Alauda arvensis</i>	-3.10%								
<i>Anthus campestris</i>	15.20%								
<i>Anthus trivialis</i>	-0.10%			-2.67%				-5.79%	
<i>Carduelis cannabina</i>	2.30%				-16.51%				
<i>Carduelis carduelis</i>	2.70%			-46.36%				-10.53%	
<i>Carduelis chloris</i>	3.90%	-34.95%		-1.69%	-10.00%	-11.06%	-7.48%	-0.62%	-10.16%
<i>Carduelis spinus</i>									-11.45%
<i>Certhia brachydactyla</i>	-17.00%			9.55%				44.06%	
<i>Certhia familiaris</i>				18.79%				52.98%	
<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	5.10%								
<i>Corvus corax</i>	9.40%								
<i>Corvus corone cornix</i>	8.30%								
<i>Corvus frugilegus</i>	9.90%								
<i>Corvus monedula</i>									
<i>Delichon urbica</i>	-8.10%								
<i>Dendrocopos major</i>	-1.10%			13.51%				2.92%	
<i>Dendrocopos medius</i>	-8.60%								
<i>Dendrocopos minor</i>	-1.10%				-3.68%				
<i>Dendrocopos syriacus</i>	-2.70%								
<i>Dryocopus martius</i>	3.00%								
<i>Emberiza citrinella</i>	-0.50%								
<i>Emberiza schoeniactes</i>	7.00%	-6.75%		-8.05%	-8.79%	-7.93%	-8.89%	-1.76%	-1.49%
<i>Eritricha rubecula</i>	1.40%			9.90%	-3.89%	69.61%	6.51%	14.37%	45.62%
<i>Ficedula albicollis</i>	14.60%			5.25%				4.98%	
<i>Ficedula hypoleuca</i>				-2.39%	-1.58%	-7.22%		1.27%	9.46%
<i>Fringilla coelebs</i>	2.20%			-3.37%	-18.31%	-6.06%		3.10%	7.80%
<i>Galerida cristata</i>	-6.40%								
<i>Garrulus glandarius</i>	-0.10%								
<i>Hippolais icterina</i>				-5.80%					-0.47%
<i>Hirundo rustica</i>	-7.00%								
<i>Lanius collurio</i>	0.10%	3.15%		4.94%	5.23%	6.23%	2.37%	0.42%	-0.95%
<i>Lanius minor</i>	-6.20%								-0.31%
<i>Locustella fluviatilis</i>	-7.60%	1.30%		23.64%	7.27%			-1.97%	-0.22%
<i>Locustella luscinioides</i>	-2.40%	4.85%	-1.34%	-5.11%	-1.41%	-3.64%	2.55%	5.48%	1.24%
<i>Locustella naevia</i>	-25.50%			-13.94%					-0.83%
<i>Lullula arborea</i>	-19.10%								
<i>Luscinia luscinia</i>				15.20%	5.00%	19.24%		1.82%	1.88%
<i>Luscinia megarhynchos</i>	0.80%	3.10%		5.48%	18.33%	3.18%		-0.61%	-0.53%
<i>Luscinia svecica</i>					-12.42%				-1.64%
<i>Miliaria calandra</i>	0.90%								
<i>Motacilla alba</i>	-2.80%								
<i>Motacilla flava</i>	2.90%								
<i>Muscicapa striata</i>	-10.70%			-7.46%	0.36%	-9.29%		-1.25%	-0.18%
<i>Oenanthe isabellina</i>	9.40%								
<i>Oriolus oriolus</i>	0.00%							-7.29%	
<i>Panurus biarmicus</i>					-1.62%			2.72%	
<i>Parus caeruleus</i>	1.00%			-1.03%	-2.98%	-3.41%	-2.69%	9.73%	5.40%
<i>Parus major</i>	0.70%			-0.59%	-4.31%	25.91%	-5.69%	4.99%	15.05%
<i>Parus palustris</i>	3.30%								
<i>Passer domesticus</i>	-2.60%								
<i>Passer montanus</i>	4.80%			-65.82%	-12.54%	-11.15%		0.05%	
<i>Phoenicurus ochruros</i>	5.00%								
<i>Phylloscopus collybita</i>	0.60%	2.51%		-1.29%	3.17%	-1.40%	-1.84%	0.01%	-0.72%
<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	3.90%			8.80%	43.84%	10.83%		-1.26%	-1.23%
<i>Phylloscopus trochilus</i>	-5.30%			-9.03%	-5.51%	-6.27%		-0.10%	-1.06%
<i>Prunella modularis</i>				-8.34%	-1.71%	-5.15%		-8.39%	0.15%
<i>Pica pica</i>	0.90%								
<i>Regulus regulus</i>					125.33%				
<i>Remiz pendulinus</i>				-10.36%	-8.47%		-5.52%		-3.14%
<i>Riparia riparia</i>	-16.90%								
<i>Saxicola rubetra</i>	0.40%								
<i>Saxicola torquata</i>	-1.80%			8.48%	-11.32%			0.94%	
<i>Serinus serinus</i>	-7.20%								
<i>Sitta europaea</i>	-1.50%								
<i>Sturnus vulgaris</i>	3.00%								
<i>Sylvia arcticilla</i>	3.90%	0.83%		9.90%	-4.62%	22.48%	-5.42%	1.61%	5.40%
<i>Sylvia borin</i>	-18.90%	-3.88%		26.94%	-1.14%	29.47%		-3.18%	6.74%
<i>Sylvia communis</i>	-1.20%	13.84%		8.05%	-3.44%	5.15%		0.86%	1.58%
<i>Sylvia curruca</i>	-3.90%	8.02%		2.03%	-2.58%	0.43%		5.33%	-3.94%
<i>Sylvia nisoria</i>	4.50%								0.88%
<i>Troglodytes troglodytes</i>	0.10%			8.94%	-18.50%			10.53%	-4.40%
<i>Turdus merula</i>	0.00%	-1.33%		-4.26%	1.39%	0.73%		5.17%	2.16%
<i>Turdus philomelos</i>	2.70%	0.98%		4.24%	31.41%			10.20%	11.29%

### 4.3 ÉRTÉKELÉS

A madárgyűrűzési adatok által mutatott állományváltozási trendek esetében a megfigyelés alapú MMM adatbázistól jelentősen különböző trendek tapasztalhatóak. A madárgyűrűzési adatokban Berthold és munkatársai (1993, 1998, 2005) által publikált hosszútávú trendek egyik adatsoron sem jelentkeztek. Általában inkább ettől ellenkező irányú trendek állapíthatók meg, azaz a hosszútávú vonulók esetében volt a legkedvezőbb helyzet és a leginkább csökkenő trendet a parciális vonulóknál tapasztaltuk. Érdemes kiemelni, hogy olyan magevő fajok esetében, mint a zöldike (*Carduelis chloris*), tengelic (*Carduelis carduelis*), kenderike (*Carduelis cannabina*) és erdei pinty (*Fringilla coelebs*) tapasztaltunk konzekvensen negatív trendeket. Ezek a fajok elsősorban a téli táplálékellátottság által lehetnek korlátozottak.

Ezek az adatsorok azt mutatják, hogy a két vizsgált területünk esetében valószínűsíthető, hogy a fogási egyedszámok jelentős részben lokális hatásokat mutatnak ki. A két terület az ország egész területéhez képest kiemelt természeti állapotú, védett, Natura2000 terület egyben. Vizes élőhelyek, amelyek minőségét nagyban befolyásolja az éves csapadék és a mesterséges vízvisszatartás sikeressége. Ezen kívül jelentősen befolyásolja a területeken befogott madarak mennyiségét az élőhely szukcessziós változása: Ócsán a vizsgált időszakban tapasztalható rendszeres alacsony vízszint és bokrosodás, valamint az aktív kezelés és hasznosítás, mint pl. Izsákon a nádvágás változása (Csörgő et al. 2001, 2004, Vadász et al 2009).

A madárgyűrűzési adatsorok értelmezése az állományváltozások szempontjából alapvetően problémákat hordozhat magában. A módszer nem minden faj esetében egyformán reprezentatív, ez élőhelyhasználatától függően jelentősen különböző lehet, ami az adatok értelmezésénél téves következtetésekhez vezethet (Remsen & Good 1996, Silkey et al. 1999). Az egyedszámváltozások hosszútávú monitorozása szempontjából kiemelt jelentőséggel bír, hogy az egyedi területi hatások kiszűrhetőek legyenek és a reprezentativitás minél jobban növelhető legyen, valamint az egyes módszertantól függő hatások ismeretében tudjuk az adatsorokat elemezni. Ezért az Állandó Hálófelületű Gyűrűzés program további fejlesztése szükséges a pontosabb adatsorok előállításához, ami ma már módszertanilag a legtöbb fent felsorolt problémát képes kezelni (Baillie et al. 1990, Peach et al. 1990, 1996, De Feu & McMeeking 1991, Saraco et al. 2008). Ezen felül a demográfiai paraméterek közül az adult túlélési ráták mérésére fajspecifikus fogás-visszafogás alapú vizsgálatok beindítása lehet szükséges az angol RAS (Retrapping Adults for Survival) projekt mintájára, ami már néhány év után is ígéretes eredményeket mutat (Robinson et al. 2008).

Ha fajcsoportonként vizsgáljuk a kapott eredményeket, feltűnő a jelentős különbség a nádiposzták esetében. Ezek a fajok a vizes élőhelyeket preferálják, azonban hazánkban ezeket még a mezőgazdasági területek madarai közé is sorolhatjuk, mivel az agrártájban található kis élőhelyfoltok, csatornaszegélyek stb. már megfelelő élőhelyet biztosítanak számukra. Így a fülemülesítke (*Acrocephalus melanopogon*) kivételével a többi faj állománya néhány nagy vizes élőhelyhez kötődő nagy populációból, és sok apró, az agrártájban elhelyezkedő populációból áll. Feltételezhető, hogy az ilyen fajoknál a nagy populációk forrásként (source), míg a kis populációk nyelőként (sink) működnek egy metapopulációt alkotva. Az állományok hosszútávú stabilitása szempontjából az egész metapopulációs struktúra állapota jelentős (Foppen et al. 1999, 2000), így a tapasztalt mintázat azt mutathatja, hogy a mezőgazdasági területeken történő változások miatt az apró szubpopulációk csökkennek, míg a forráspopulációk jó, esetleg javuló állapotban vannak. A fülemülesítkéé speciális eset, mivel speciális élőhelyigénye miatt szinte kizárólag védett területek nagy öreg nádasaiban költ, és rendkívül érzékeny annak állapotára (Vadász 2008a). Állományát az MMM emiatt nem képes tesztelni, viszont mindkét vizsgált gyűrűzőhelyen csökkenő tendenciát mutat.

A másik fajcsoport, ahol jelentős különbségek tapasztalhatók, a magevők. Míg az MMM adatok alapján a zöldike (*Carduelis chloris*), erdei pinty (*Fringilla coelebs*), nádi sármány (*Emberiza schoeniclus*), kékcinege (*Parus caeruleus*), széncinege (*Parus major*), mezei veréb (*Passer montanus*) állomány növekszik vagy stagnál, addig a madárgyűrűzési adatsorok esetében ezeknél a fajoknál csökkenést tapasztalunk.

Egyöntetű pozitív trendeket tapasztaltunk az énekes rigó (*Turdus philomelos*), a töviszúró gébics (*Lanius collurio*), a vörösbegy (*Erithacus rubecula*), az őrvös légykapó (*Ficedula albicollis*) és a fülemüle (*Luscinia megarhynchos*) esetében. Ez a kép nagyon hasonló a Csehországban tapasztaltnak (Reif et al. 2007, 2008a), ahol azok a fajok, amelyek a bokros, beerdősülő területeket kedvelik, növelték állományukat. Hazánkban is tapasztalható a gyepek, és bizonyos területeken a mezőgazdasági területek spontán bokrosodása, beerdősülése és erdősítése. Az elmúlt 10 évben az erdők területi kiterjedése 109,5 ezer hektárral, a kivett területké 267,2 hektárral nőtt, míg a szántóké 205,2 hektárral, a gyepeké pedig 137,4 ezer hektárral csökkent (Központi Statisztikai Hivatal [www.ksh.hu](http://www.ksh.hu)). A tapasztalt mintázat ezeknél a fajoknál ennek következményeit mutathatja.



Ezzel párhuzamosan az állatállomány is jelentősen csökkent: az elmúlt 20 évben a szarvasmarha állomány 40%-ára, a sertés állomány 45%-ára, a juh állomány 70%-ára. Ez a csökkenés minden valószínűséggel jelentősen hatott olyan rovarrevő madárfajok állománycsökkenésére, mint pl. a füsti fecske (évi átlag – 7%), molnárfecske (*Delichon urbica*) (évi átlag -8,1%).

Egyöntetű negatív trendeket tapasztaltunk a fitiszfűzike (*Phylloscopus trochilus*), a réti tücsökmadár (*Locustella naevia*), a szürke légykapó (*Muscicapa striata*) esetében és nagyrészt csökkenő trendeket a nádi tücsökmadár (*L. luscinioides*), és a kerti poszáta (*S. borin*) esetében is. Ezek a fajok, mind tansz-szaharai vonulók, Kelet-Afrikában telelnek, és telelőterületeiken nagyrészt nedvesebb, bokros, laza erdős területeken vannak. Ezeknél a fajoknál feltételezhető a telelőterületi korlátozás.

## 5 POPULÁCIÓDINAMIKAI VIZSGÁLATOK HOSSZÚTÁVÚ GYŰRŰZÉSI (JELÖLÉS-VISSZAFOGÁS) ADATOK ALAPJÁN

### 5.1 TERÜLET ÉS ADATOK

A vizsgálathoz egyrészt az Ócsai Madárvárta fogás-visszafogási adatait használtuk fel. A terület és a módszer leírása megegyezik az előző vizsgálatban közöltekkel.

A vizsgálat célkitűzései miatt az adatsorokat a költési időszakra és az azt követő postnuptialis diszperziós időszakra szűkítettük, minden évben csak a május 1- július 31. közötti adatokat vettük figyelembe.

Ezen kívül egy két fajra kiterjedő elemzéshez használtuk a műholdképek elemzése alapján számított Normalize Difference Vegetation Index (Továbbiakban NDVI) értékek adatbázisát Afrika teljes területére, ami  $0,25^\circ \times 0,25^\circ$  felbontású gridben 2 heti átlag időbeni felbontásban hozzáférhető az interneten (<http://neo.sci.gsfc.nasa.gov/>).

### 5.2 AZ ELEMZÉS MÓDSZEREI

#### 5.2.1 ALAPADATOK: ABUNDANCIA, PRODUKTIVITÁS

##### Abundancia Index (AI)

Mindkét területre kiszámítottuk az éves adult egyedszámot és ennek indexét. Az index számításának alapját a vizsgálat kezdeti évének egyedszáma adja, mint 100%, amelyhez viszonyítva kerül kiszámításra minden év %-os indexe, a következő képlet szerint:

$$AI_{t+1} = AI_t \cdot (a_{t+1}/a_t)$$

ahol  $a_t$  és  $a_{t+1}$  az adult madarak éves fogási egyedszáma  $t$  és  $t+1$  években,  $AI = 1$ , amikor  $t = 1$ .

##### Produktivitás Index (PI)

Az éves produktivitás becslésére az adott időszak adult és juvenil madarainak arányszámát, mint produktivitási indexet használtuk, a következő képlet szerint:

$$PI_t = j_t/a_t$$

ahol  $a_t$  és  $j_t$  a  $t$  évben fogott adult és juvenile madarak egyedszáma.

### 5.2.2 TŰLÉLÉSI RÁTA BECSLÉSE

A túlélési ráták vizsgálatához fogás-visszafogás alapú modellezést végeztünk a klasszikus Cormack-Jolly-Seber (CJS) modellezéssel (Cormack 1964, Jolly 1965, Seber 1965) a MARK program használatával (Lebreton et al 1992, White & Burnham 1999, Cooch & White 2009). A standardizált madárgyűrűzési adatok alapján kiszámításra kerültek az egyes példányok élettörténetét jellemző úgynevezett Encounter History adatsorok, amelyek minden példány esetében fogási időszakonként, esetünkben évenként tartalmaznak 0 értéket, ha az adott példány abban az évben nem került befogásra, és 1 értéket, ha igen. Ezek összegzése alapján minden EH típushoz a darabszám mellérendelésével készül el a program bemeneti fájlja. Pl. egy 20 éves adatsor esetében ez a következőképpen néz ki:

000000000000000000000001	146 ;
000000000000000000000010	145 ;
000000000000000000000011	7 ;
0000000000000000000000100	86 ;
0000000000000000000000101	1 ;
0000000000000000000000110	9 ;
00000000000000000000001000	152 ;
00000000000000000000001010	1 ;
00000000000000000000001100	4 ;
00000000000000000000001110	2 ;
000000000000000000000010000	142 ;
000000000000000000000010100	2 ;
000000000000000000000011000	4 ;
000000000000000000000011010	1 ;
000000000000000000000011100	1 ;
000000000000000000000011110	1 ;
000000000000000000000010000	212 ;
0000000000000000000000100001	1 ;
0000000000000000000000101000	2 ;
0000000000000000000000110000	5 ;
0000000000000000000000111000	1 ;
0000000000000000000000111110	1 ;
.....	
10000000000000000000000000	137 ;
10100000000000000000000000	1 ;
10110000000000000000000000	1 ;
11000000000000000000000000	3 ;
11110000000000000000000000	1 ;

A modellezés következő lépései az illeszkedés vizsgálatát és a biológiailag értelmes modellek közötti szelekció folyamatát foglalják magukba.

Az általános időfüggő modell ( $\phi(t)$ ,  $p(t)$ ) illeszkedés-vizsgálata képezi a későbbi modellszelekció első lépését (Cooch & White 2009). Az illeszkedés vizsgálatára két általánosan alkalmazott módszer a  $\chi^2$  próbákra épülő TEST2 és TEST3 próbák a RELEASE programban (Lebreton *et al.* 1992), illetve a MARK programban elérhető parametrikus bootstrap eljárás, ami nagyszámú szimulációs adatsor statisztikai értékei alapján határozza meg a modell illeszkedését (White & Burnham 1999). Ha az illeszkedésvizsgálat a modelltől való szignifikáns eltérést jelzett, akkor a gyakorlatnak megfelelően ezt extra-binomiális variabilitásnak tekintve, a későbbi modellszelekció során korrekciós tényezőként vettem figyelembe.

Mivel célom egyrészt a túlélési ráta időbeni variabilitásának vizsgálata, és a későbbi elemzésekhez való lehető legpontosabb kiszámítása volt, másrészt az apparens túlélési ráta átlagának és a varianciájának meghatározása, ezért a modellszelekciónál és az illeszkedésvizsgálatnál is ennek megfelelően jártam el.

A modellek összehasonlítására a relatív Kullback-Leibler távolságon alapuló, korrigált Akaike Információs Ismerv (*corrected Akaike's Information Criterion*, a továbbiakban: AICc) számszerű értékét (Akaike 1973), illetve egyes beágyazott modellpároknál a maximum likelihood arány próbát alkalmaztam (Lebreton *et al.* 1992). Ha az általános időfüggő modell illeszkedése nem volt igazolható, akkor a modellszelekciónál a  $c$  értékével korrigált AICc értéket használtam, amelyet konvencionálisan kvázi-AICc-ként (*corrected Quasy Akaike's Information Criterion*, a továbbiakban QAICc) jelöltem (Pollock *et al.* 1990).

### 5.2.3 KÖRNYEZETI VÁLTOZÓK KORRELÁCIÓANALÍZISE

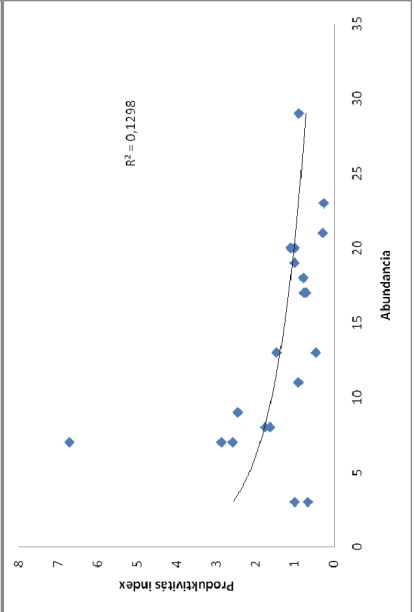
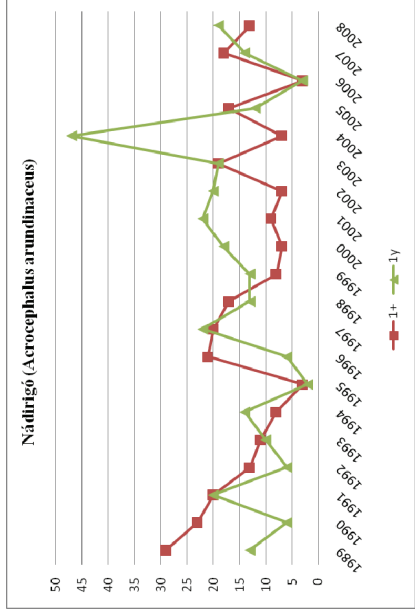
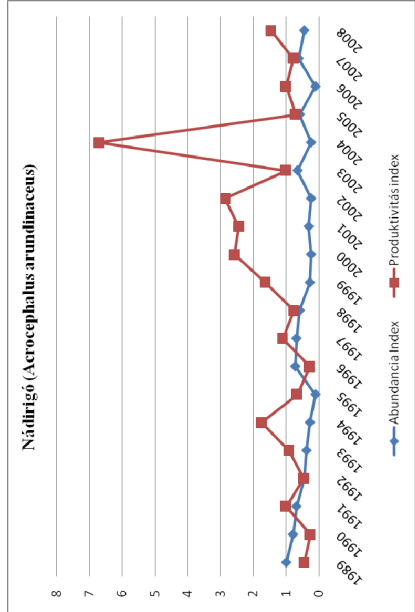
A túlélési ráták időbeni varianciája telelőterületi függésének vizsgálatához a hosszútávú vonulók közül kiválasztott mintafajok esetében ezt a telelőterületi állapotokat jelző változókkal korreláltattuk. A korrelációs összefüggés erősségét a Spearman  $r$  értékkel jellemeztük. A kapott mátrixok ábrázolásához és értelmezéséhez MapInfo szoftvert használtunk.

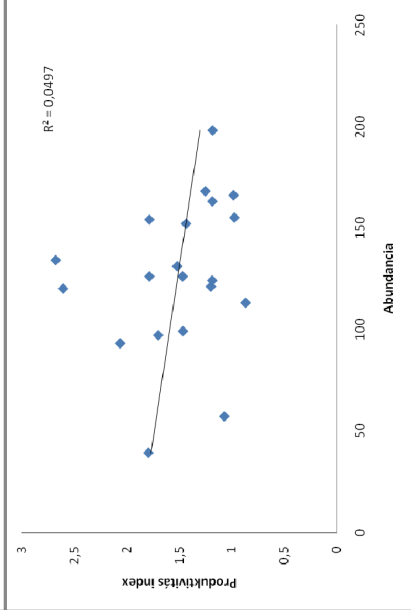
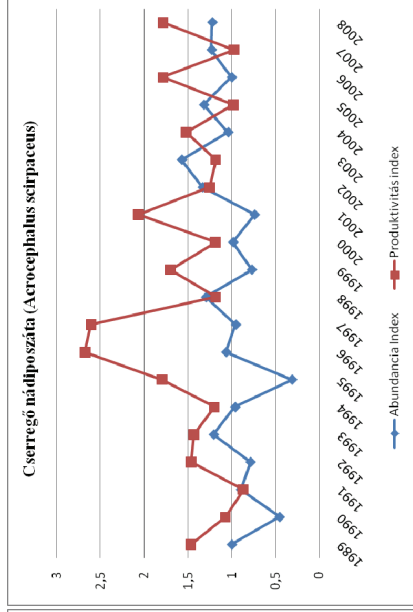
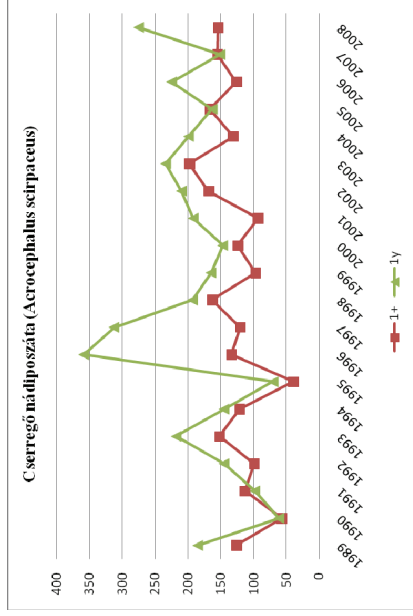
Az afrikai vegetációindexek (NDVI) korrelációjával végzett elemzéseket a cserregő nádiposzáta (*Acrocephalus scirpaceus*) és a foltos nádiposzáta (*Acrocephalus schoenobaenus*) egy korábbi, 1983-2003 közötti időszakra végzett túlélési ráta becslése alapján tudtuk elvégezni (Szép et al 2004). A módszer lényege, hogy a túlélési ráta adatsorát összevetettük minden 0,25° x 0,25° gridben számított NDVI változással, és kiszámítottuk az adatsorok Spearman korrelációs együtthatóját, majd ennek értékét skálázva ábráztuk térinformatikai módszerrel, illetve megállapítottuk, hogy hol fordulnak elő egymás mellett magas korrelációs együtthatóval jellemezhető négyzetek (Szép et al 2006). Ezt a műveletet téli és tavaszi időszakra elkülönítve végeztük el a két fajra, és megállapítottuk, melyek azok a területek, amelyek potenciálisan jelentős hatást gyakorolnak

### 5.3 EREDMÉNYEK

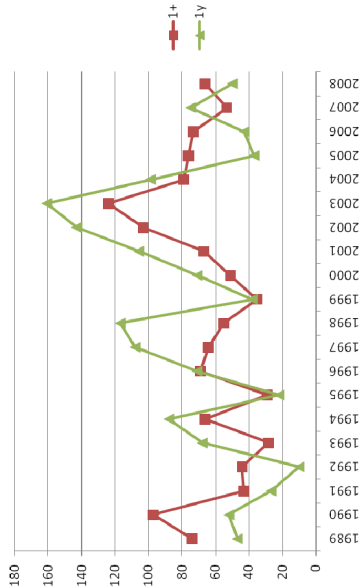
#### 5.3.1 AZ ABUNDANCIA ÉS A PRODUKTIVITÁS VÁLTOZÁSA

A következőkben a vizsgált 16 faj esetében diagramokon mutatom be az adult (1+) és juvenil (1y) egyedszám, valamint az abundancia és produktivitás alakulását Ócsán az 1989-2008 közötti 20 éves periódusban. Minden fajnál ábrázolom az adult egyedszám és a produktivitás index összefüggését is, aminek célja a denzitásfüggő reprodukciós ráta detektálása. Ezeken a diagramokon feltüntettem a lineáris vagy logaritmikus összefüggést és annak korrelációs együtthatóját is.

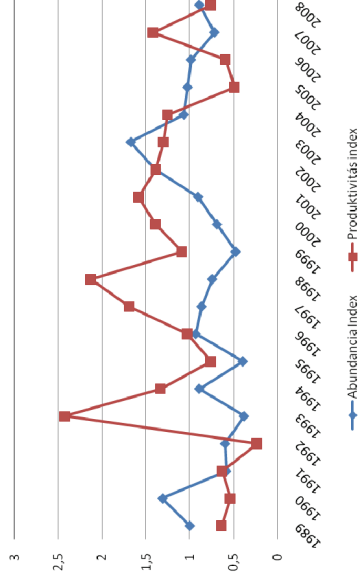




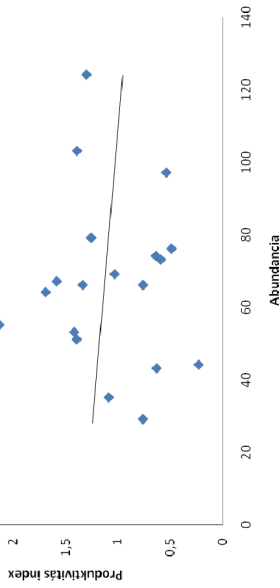
Énekes nádposzáta (*Acrocephalus palustris*)



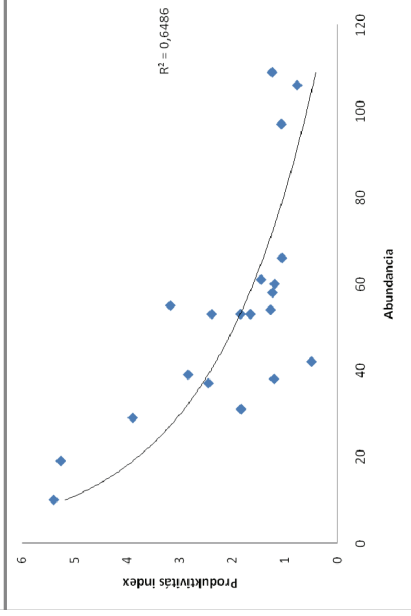
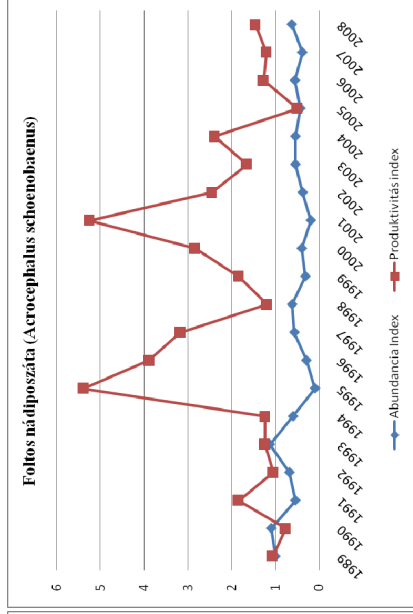
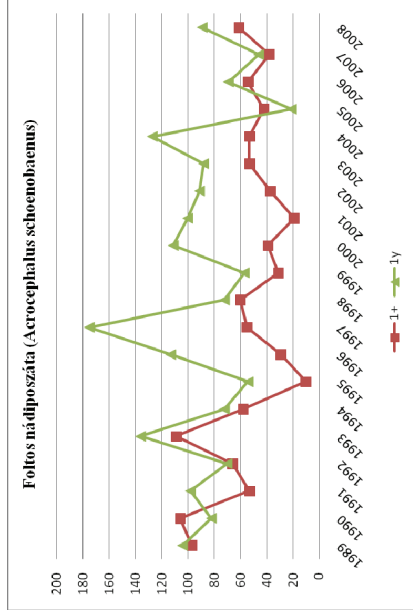
Énekes nádposzáta (*Acrocephalus palustris*)

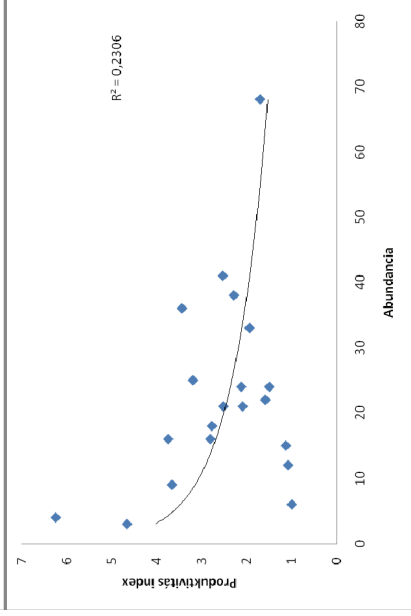
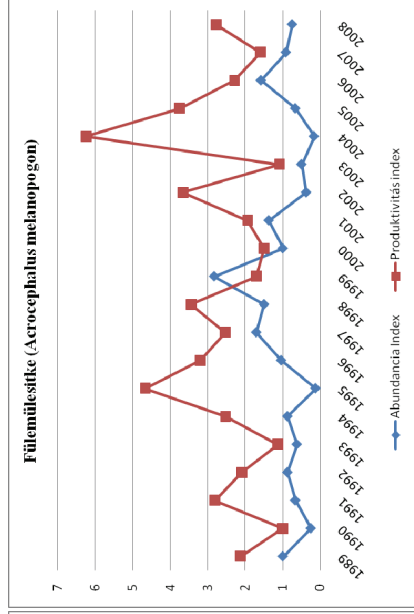
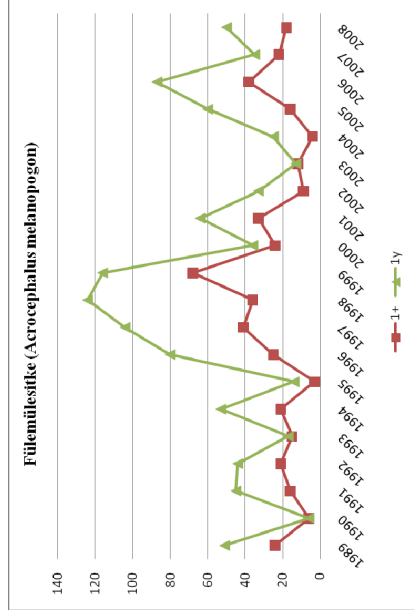


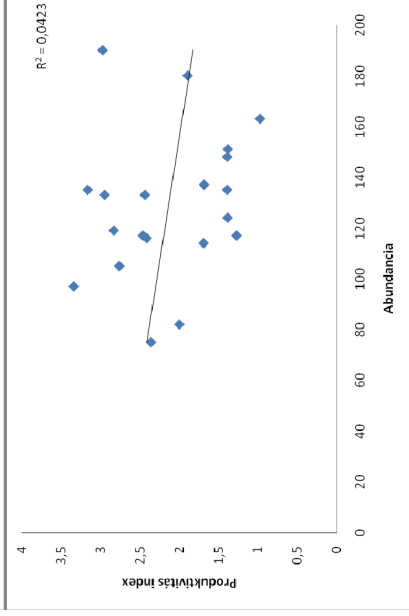
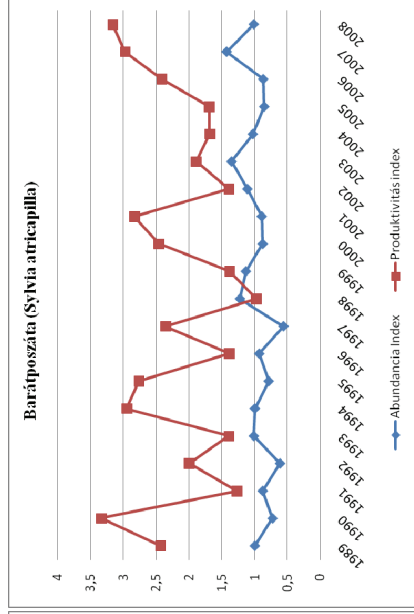
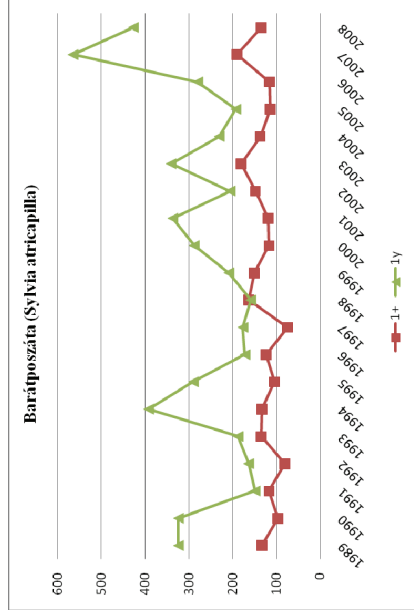
$$R^2 = 0.0165$$

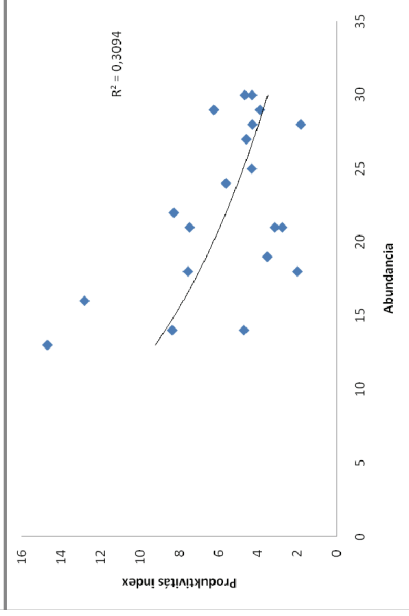
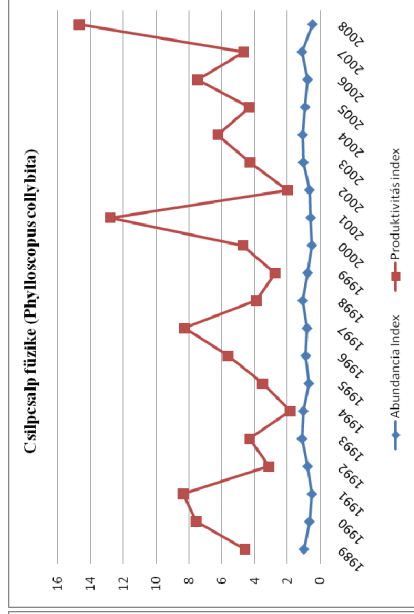
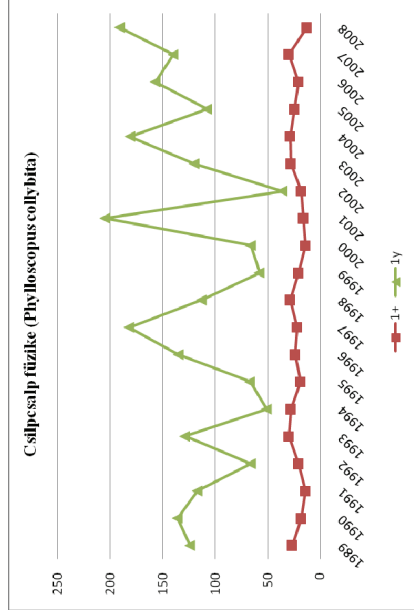


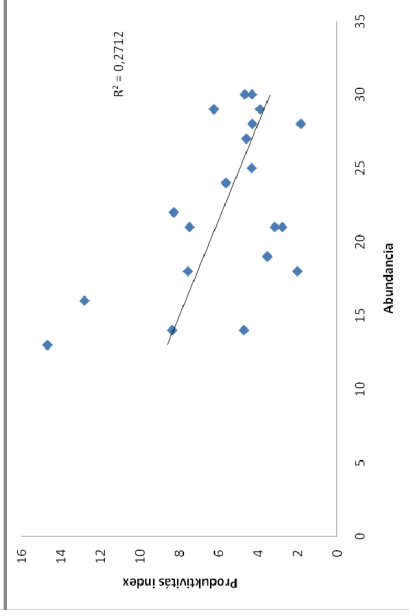
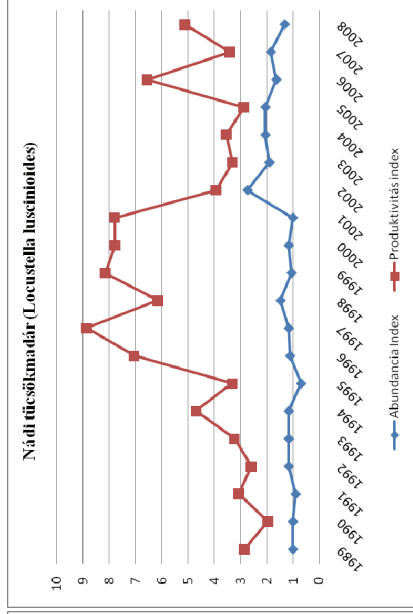
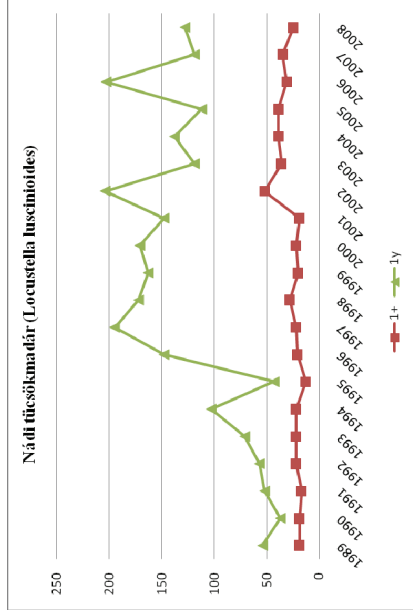




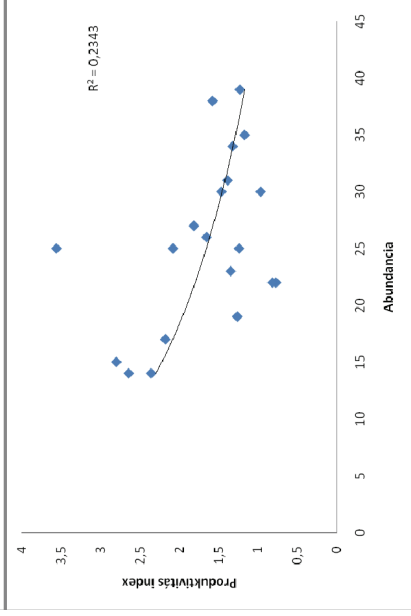
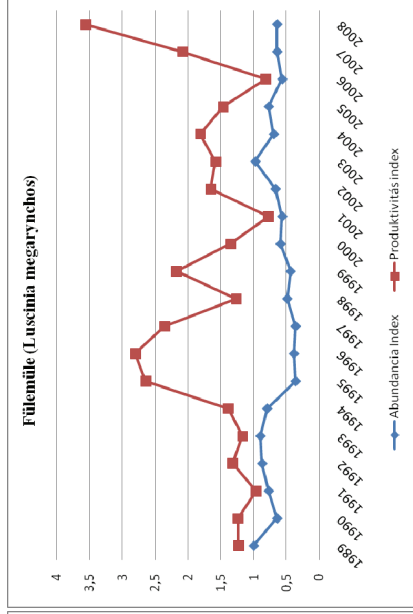
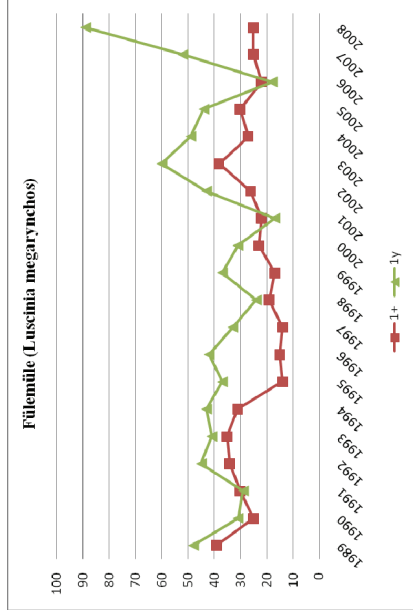


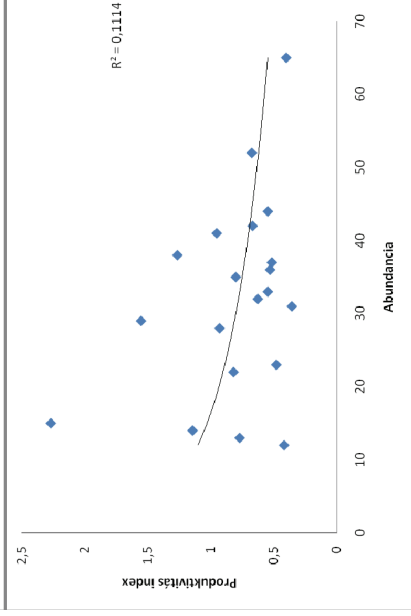
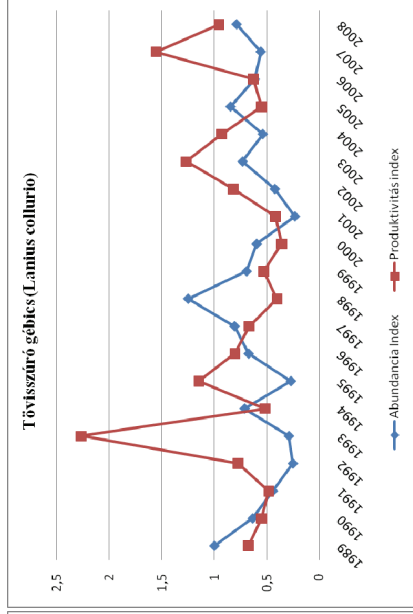
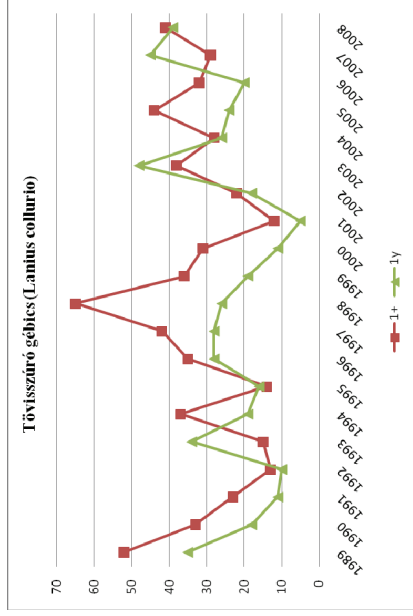




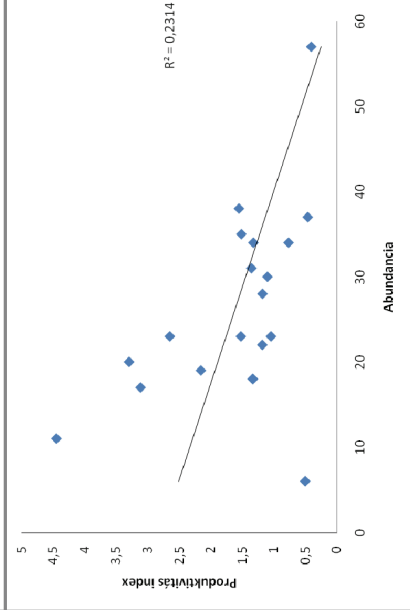
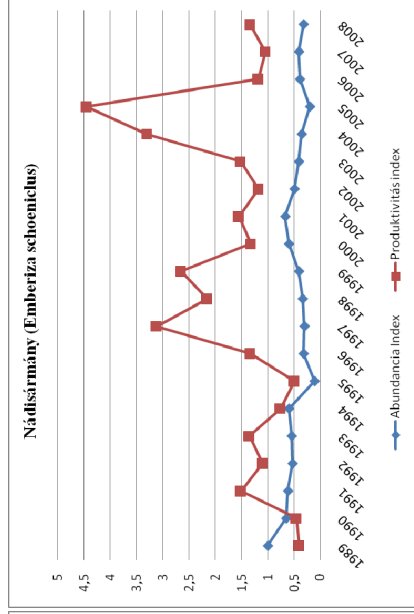
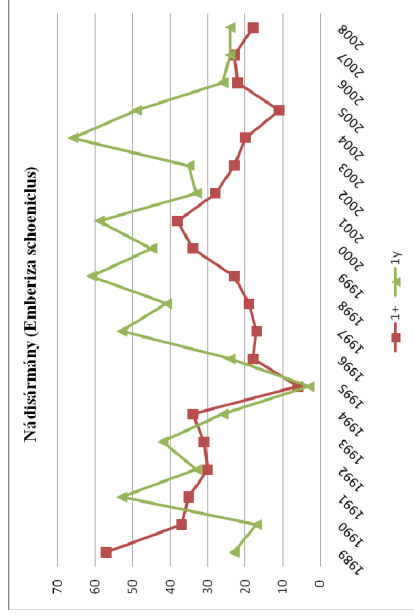


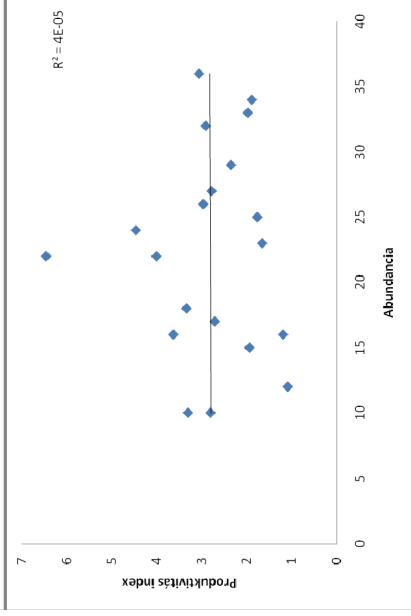
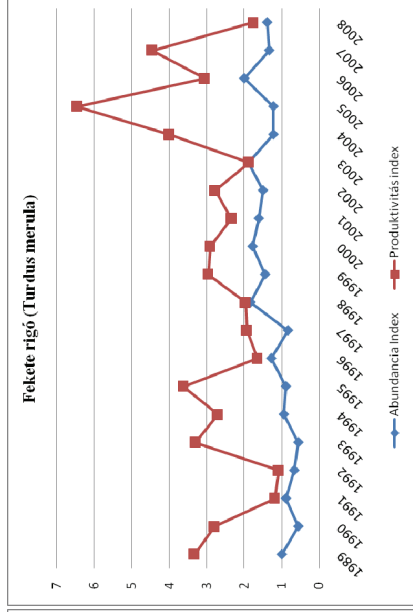
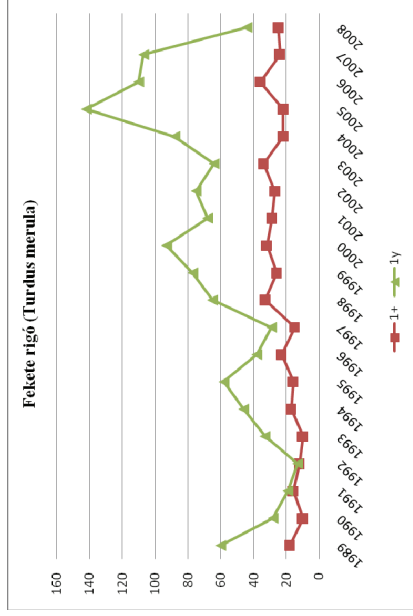


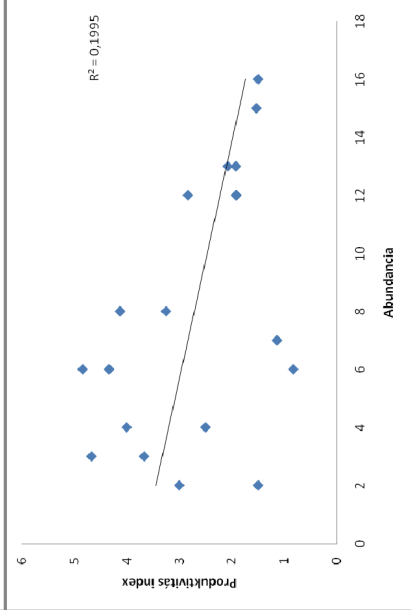
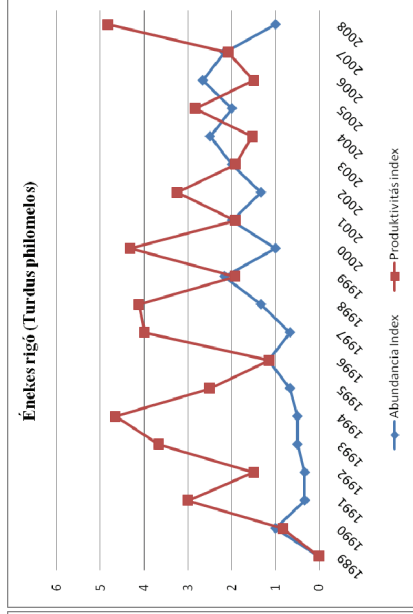
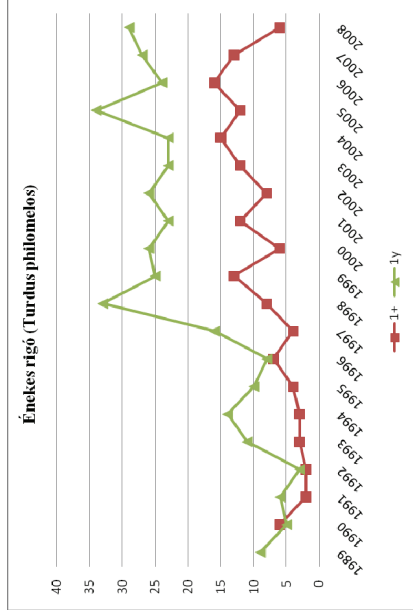


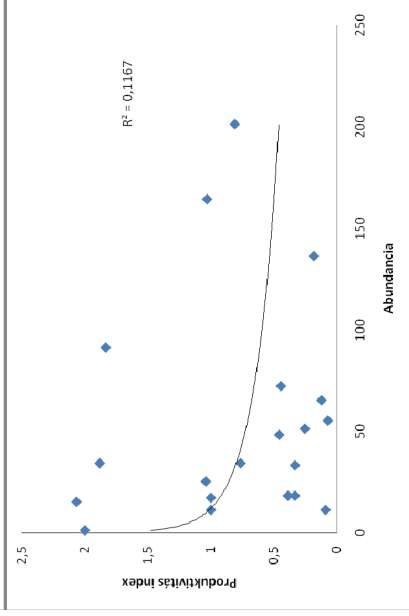
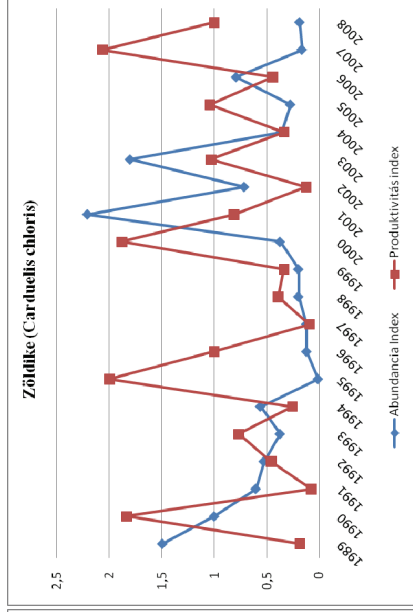
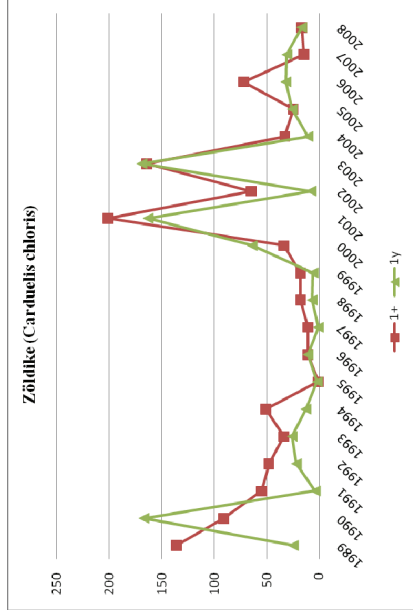












Az adult abundancia és éves produktivitás esetében hosszú távú trendeket csak néhány fajnál tapasztaltunk. A nádirígó (*Acrocephalus arundinaceus*), a foltos nádiposzáta (*A. schoenobaenus*), a nádi sármány (*Emberiza schoeniclus*) és a kerti poszáta (*Sylvia borin*) esetében csökkenő állományokról beszélünk. A csökkenő állomány mellett a nádirígó, a nádi sármány és a kerti poszáta esetében növekszik a produktivitás. Ezeknél a fajoknál denzitásfüggő reprodukciós rátát detektáltunk, azonban ez az alacsonyabb denzitáson tapasztalható magasabb produktivitás egyelőre nem látszik, hogy vissza tudná emelni a denzitást a korábbi szintre. Ugyanez tapasztalható a berki tücsökmadár esetében is, csak a kis populációnál nem mutathatók ki szignifikáns trendek.

A cserregő nádiposzáta (*Acrocephalus scirpaceus*), a nádi tücsökmadár (*Locustella luscinioides*), a barátposzáta (*Sylvia atricapilla*), a kis poszáta (*Sylvia curruca*), a feketetergő (*Turdus merula*) és az énekes rigó (*Turdus philomelos*) költőállománya növekszik a területen, miközben erőteljesebb növekmény a produktivásban csak a feketetergőnél tapasztalható.

A 17 vizsgált fajból a produktivitási index és az abundancia index összefüggése alapján 2 fajnál lehet a reprodukciós ráta erős denzitásfüggését kimutatni, míg 9 faj esetében közepes-gyenge összefüggés tapasztalható.

**10. táblázat** Az egyes vizsgált fajok átlagos éves adult egyedszáma és szórása (Adult n), átlagos produktivitási indexe és szórása (PI), abundancia indexének (AI) és produktivitási indexének trendje a regressziós egyenes meredeksége alapján, valamint ennek statisztikája (R<sup>2</sup> és \* - p<0,05, \*\* - p<0,01, \*\*\* p<0,001)

Faj	Adult n (szórás)	PI (szórás)	AI trend	R <sup>2</sup>	PI trend	R <sup>2</sup>
Acrocephalus arundinaceus	13,7 (7,2)	1,46 (1,44)	-1,6%	0,15	8,4%	0,12
Acrocephalus melanopogon	22,6 (15,2)	2,60 (1,30)	0,9%	0,00	4,6%	0,04
Acrocephalus palustris	64,8 (24,5)	1,13 (0,57)	1,5%	0,01	0,9%	0,00
Acrocephalus schoenobaenus	53,5 (26,2)	2,09 (1,40)	-2,1%	0,22	0,0%	0,00
Acrocephalus scirpaceus	126,8 (38,1)	1,51 (0,50)	2,6%	0,26	0,1%	0,00
Carduelis chloris	55 (54,5)	0,80 (0,67)	-0,6%	0,00	2,0%	0,03
Emberiza schoeniclus	26,2 (11,3)	1,33 (1,61)	-1,7%	0,27	7,1%	0,16
Lanius collurio	32,1 (13,5)	0,81 (0,46)	0,4%	0,00	0,7%	0,00
Locustella fluviatilis	7,5 (4,7)	2,97 (2,70)	1,9%	0,08	8,5%	0,04
Locustella luscinioides	26,2 (9,6)	4,81 (2,18)	5,5%	0,40	9,15%	0,06
Luscinia megarhynchos	25,6 (7,6)	1,68 (0,72)	-0,6%	0,03	3,6%	0,08
Phylloscopus collybita	22,4 (5,7)	5,75 (3,35)	0,0%	0,00	15,2%	0,07
Sylvia atricapilla	128,6 (29,0)	2,14 (0,72)	1,6%	0,19	0,9%	0,00
Sylvia borin	21,8 (10,1)	1,31 (0,75)	-3,1%	0,58	4,4%	0,12
Sylvia curruca	11,0 (5,2)	2,86 (2,59)	5,3%	0,29	1,5%	0,00
Turdus merula	22,4 (8,0)	2,81 (1,24)	5,1%	0,47	7,35%	0,12
Turdus philomelos	8,0 (4,6)	2,71 (1,26)	10,6%	0,62	1,4%	0,00

### 5.3.2 TŰLÉLÉSI RÁTÁK

A túlélési ráták elemzésére csak olyan fajoknál volt lehetőség, amelyeknél kellően nagy a mintaszám. Sok esetben még a nagyobb példányszámban jelenlévő fajok esetén is nagyon alacsony volt az évek közötti visszafogások aránya, ami nehézséget jelentett a túlélési ráták időbeli változásának becslésében, és több esetben csak az átlagos juvenil és adult ráták becslésére volt lehetőség.

Cserregő nádiposzáta (*Acrocephalus scirpaceus*)

A modellezésbe 9599 juvenil és 4539 adult egyed 117 különféle EH adatsorával dolgoztam. Az általános modell illeszkedésvizsgálata szignifikáns eltérést mutatott (RELEASE TEST 2 + 3,  $\chi^2=169,1811$ ,  $df=99$ ,  $p<0,001$ ), ezért a modellszelekciónál a parametrikus bootstrap modellezés alapján számított  $c=1,6$  értéket vettem figyelembe.

**11. táblázat A túlélési ráta modellezés során felállított kandidáns modellkészlet QAIC értékek és azok relatív súlya, a modell valószínűsége, a becsült paraméterek száma és a devianciaértékek.**

Model	QAICc	Delta QAICc	QAICc Weights	Model Likelihood	Num. Par	QDeviance
$\Phi(a)$ p(a)	3191,2876	0,0000	0,95775	1,00000	4	355,8492
$\Phi(a^*t)$ p(a)	3197,6242	6,3366	0,04030	0,04210	40	289,9509
$\Phi(a)$ p(.)	3204,9445	13,6569	0,00104	0,00110	3	371,5072
$\Phi(t)$ p(a)	3206,1939	14,9063	0,00056	0,00060	21	336,6915
$\Phi(t)$ p(.)	3207,8317	16,5441	0,00024	0,00030	20	340,3354
$\Phi(a^*t)$ p(.)	3209,3354	18,0478	0,00012	0,00010	39	303,6737
$\Phi(t)$ p(t) PIM	3228,4642	37,1766	0,00000	0,00000	37	326,8248
$\Phi(a^*t)$ p(t)	3232,8842	41,5966	0,00000	0,00000	56	292,9853
$\Phi(a^*t)$ p(t)	3247,2635	55,9759	0,00000	0,00000	75	268,9994
$\Phi(a^*t)$ p(a^*t)	3255,4286	64,1410	0,00000	0,00000	74	279,1863

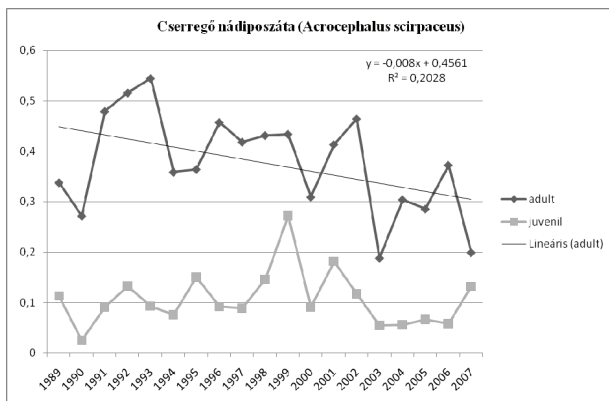
A modellszelekció alapján mind a túlélési ráta, mind a visszafogási ráta különbözik a juvenil és adult madarak között. Az időfüggő modellekhez képest a csoportonként állandó rátákat becsülő modellek jobb illeszkedést mutattak. Ezek alapján az átlagos túlélési ráták meghatározásához a  $\Phi(a)$  p(a) modellt, míg az időfüggő paraméterek meghatározásához a  $\Phi(a^*t)$  p(a) modellt használtam.

**12. táblázat Az átlagos apparent túlélési ráta, standard hiba (SE) és alsó (LCI) és felső (UCI) 95%-os konfidenciaintervallum korcsoportonként.**

Korcsoport	$\Phi$	SE	LCI	UCI
juvenil	0,1019	0,0192	0,0699	0,1462
adult	0,3762	0,0241	0,3303	0,4243

**13. táblázat Az éves becült apparens túlélési ráta, standard hiba (SE) és alsó (LCI) és felső (UCI) 95%-os konfidenciaintervallum korcsoportonként.**

<i>Korcsoport</i>	<i>Időszak</i>	$\Phi$	<i>SE</i>	<i>LCI</i>	<i>UCI</i>
Juv.	1989-1990	0,1132	0,0451	0,0503	0,2354
	1990-1991	0,0254	0,0232	0,0041	0,1404
	1991-1992	0,0918	0,0443	0,0344	0,2225
	1992-1993	0,1328	0,0534	0,0581	0,2755
	1993-1994	0,0932	0,0338	0,0448	0,1839
	1994-1995	0,0762	0,0389	0,0272	0,1958
	1995-1996	0,1505	0,0473	0,0791	0,2677
	1996-1997	0,0923	0,0309	0,0470	0,1733
	1997-1998	0,0892	0,0297	0,0456	0,1671
	1998-1999	0,1466	0,0483	0,0747	0,2679
	1999-2000	0,2722	0,0811	0,1436	0,4548
	2000-2001	0,0913	0,0402	0,0375	0,2061
	2001-2002	0,1817	0,0566	0,0952	0,3190
	2002-2003	0,1175	0,0408	0,0580	0,2236
	2003-2004	0,0550	0,0217	0,0250	0,1165
	2004-2005	0,0565	0,0223	0,0257	0,1197
	2005-2006	0,0665	0,0292	0,0276	0,1518
	2006-2007	0,0587	0,0240	0,0259	0,1275
	2007-2008	0,1325	0,0580	0,0537	0,2912
Ad.	1989-1990	0,3374	0,1508	0,1196	0,6563
	1990-1991	0,2715	0,1172	0,1044	0,5436
	1991-1992	0,4790	0,1724	0,1918	0,7808
	1992-1993	0,5158	0,1648	0,2262	0,7952
	1993-1994	0,5443	0,1455	0,2745	0,7905
	1994-1995	0,3585	0,1085	0,1815	0,5848
	1995-1996	0,3640	0,1209	0,1706	0,6144
	1996-1997	0,4572	0,1283	0,2342	0,6988
	1997-1998	0,4182	0,1163	0,2198	0,6472
	1998-1999	0,4313	0,1154	0,2317	0,6561
	1999-2000	0,4339	0,1273	0,2172	0,6791
	2000-2001	0,3087	0,0915	0,1616	0,5086
	2001-2002	0,4132	0,1317	0,1953	0,6713
	2002-2003	0,4644	0,1155	0,2587	0,6830
	2003-2004	0,1876	0,0555	0,1016	0,3205
	2004-2005	0,3037	0,0821	0,1693	0,4827
	2005-2006	0,2853	0,0809	0,1549	0,4649
	2006-2007	0,3723	0,1041	0,1985	0,5868
	2007-2008	0,1987	0,0760	0,0887	0,3871



16. ábraA cserregő nádiposzáta adult és juvenilaprens túlélési rátájának alakulása 1989-2008 között és a regressziós egyenes által mutatott csökkenő adul túlélési ráta trend

Foltos nádiposzáta (*Acrocephalus schoenobaenus*)

A modellezésbe 8495 juvenil és 3038 adult egyed 54 különféle EH adatsorával dolgoztam. A visszafogások száma jóval alacsonyabb volt, mint a cserregő nádiposzáta esetében, ami nehezé tette a modellezést. Az általános modell illeszkedésvizsgálata szignifikáns eltérést nem mutatott (RELEASE TEST 2 + 3,  $\chi^2=37,9344$ ,  $df=33$ ,  $p=0,2544$ ), azonban az alacsony mintaszám miatt több részest nem volt végrehajtható. Ezért az illeszkedést parametrikus bootstrap modellezéssel is vizsgáltam, és az itt megállapított  $c=1,25$  értéket használtam a modellszelekciónál.

14. táblázat A túlélési ráta modellezés során felállított kandidáns modellkészlet QAIC értékek és azok relatív súlya, a modell valószínűsége, a becslült paraméterek száma és a devianciaértékek.

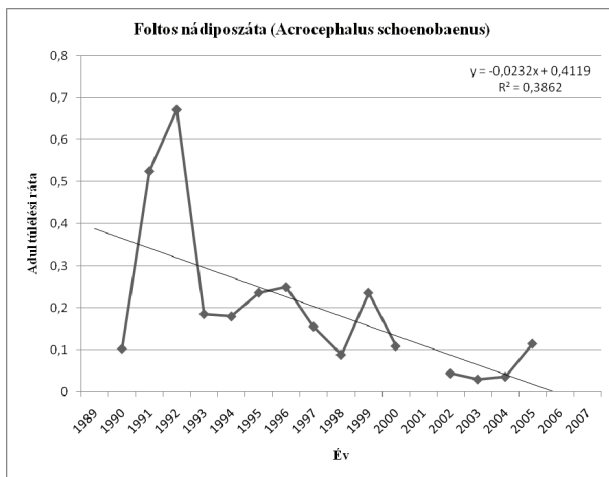
Model	QAICc	Delta QAICc	QAICc Weights	Model Likelihood	Num. Par	QDeviance
$\Phi(a) p(t)$	405,3531	0,0000	0,88812	1,00000	21,00000	56,4312
$\Phi(t) p(a)$	410,3740	5,0209	0,07214	0,08120	21,00000	61,4521
$\Phi(a+t) p(a)$	411,5745	6,2214	0,03958	0,04460	18,00000	68,6749
$\Phi(a) p(.)$	423,6725	18,3194	0,00009	0,00010	3,00000	110,8341
$\Phi(a) p(a)$	425,6701	20,3170	0,00003	0,00000	4,00000	110,8301
$\Phi(t) p(.)$	425,9678	20,6147	0,00003	0,00000	20,00000	79,0537
$\Phi(a^*t) p(.)$	435,6080	30,2549	0,00000	0,00000	39,00000	50,4820
$\Phi(a^*t) p(a)$	437,6088	32,2557	0,00000	0,00000	40,00000	50,4679
$\Phi(t) p(t)$	439,0403	33,6872	0,00000	0,00000	31,00000	70,0200
$\Phi(a^*t) p(t)$	447,4827	42,1296	0,00000	0,00000	49,00000	42,1910
$\Phi(a+t) p(.)$	455,5470	50,1939	0,00000	0,00000	17,00000	114,6541
$\Phi(a^*t) p(a^*t)$	462,5488	57,1957	0,00000	0,00000	60,00000	35,0314



A modellszelekció alapján a túlélési ráta különbözik a juvenil és adult madarak között, a visszafogási ráta azonban nem. Az időfüggő modellekhez képest a csoportonként állandó rátákat becsülő modellek jobb illeszkedést mutattak. Ezek alapján az átlagos túlélési ráták meghatározásához a  $\Phi(a)$   $p(t)$  modellt, míg az időfüggő paraméterek meghatározásához a  $\Phi(t)$   $p(a)$  modellt használtam.

15. táblázat Az átlagos apparens túlélési ráta, standard hiba (SE) és alsó (LCI) és felső (UCI) 95%-os konfidenciaintervallum korcsoportonként.

Korcsoport	$\Phi$	SE	LCI	UCI
juvenil	0,0532	0,0228	0,0226	0,1201
adult	0,2734	0,0668	0,1629	0,4211



17. ábra A foltos nádiposzáta adult apparens túlélési rátájának alakulása 1989-2008 között és a regressziós egyenes által mutatott csökkenő trend

**16. táblázat Az éves becsült apparentes túlélési ráta, standard hiba (SE) és alsó (LCI) és felső (UCI) 95%-os konfidenciaintervallum korcsoportonként.**

Korcsoport	Időszak	$\Phi$	SE	LCI	UCI
ad.	1989-1990	1,0000	0,0000	1,0000	1,0000
	1990-1991	0,1024	0,0559	0,0335	0,2731
	1991-1992	0,5252	0,2286	0,1550	0,8697
	1992-1993	0,6718	0,2665	0,1607	0,9563
	1993-1994	0,1849	0,1026	0,0564	0,4626
	1994-1995	0,1793	0,1281	0,0381	0,5461
	1995-1996	0,2359	0,1661	0,0483	0,6528
	1996-1997	0,2491	0,1730	0,0514	0,6703
	1997-1998	0,1550	0,1357	0,0235	0,5828
	1998-1999	0,0879	0,1050	0,0074	0,5565
	1999-2000	0,2356	0,2693	0,0162	0,8524
	2000-2001	0,1083	0,1246	0,0096	0,6034
	2001-2002	0,0000	0,0001	0,0000	0,9174
	2002-2003	0,0434	0,0697	0,0017	0,5492
	2003-2004	0,0291	0,0470	0,0012	0,4373
	2004-2005	0,0352	0,0411	0,0034	0,2804
	2005-2006	0,1145	0,1324	0,0099	0,6259
	2006-2007	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
	2007-2008	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
juv.	1989-1990	1,0000	0,0000	1,0000	1,0000
	1990-1991	0,0623	0,0499	0,0123	0,2616
	1991-1992	0,3921	0,2296	0,0889	0,8099
	1992-1993	0,5440	0,3113	0,0925	0,9331
	1993-1994	0,1168	0,0859	0,0252	0,4033
	1994-1995	0,1129	0,0989	0,0181	0,4684
	1995-1996	0,1525	0,1282	0,0251	0,5572
	1996-1997	0,1621	0,1252	0,0308	0,5410
	1997-1998	0,0966	0,0953	0,0124	0,4765
	1998-1999	0,0532	0,0690	0,0038	0,4514
	1999-2000	0,1523	0,2016	0,0083	0,7932
	2000-2001	0,0661	0,0829	0,0051	0,4955
	2001-2002	0,0000	0,0000	0,0000	0,8662
	2002-2003	0,0258	0,0432	0,0009	0,4357
	2003-2004	0,0172	0,0288	0,0006	0,3299
	2004-2005	0,0208	0,0262	0,0017	0,2088
	2005-2006	0,0701	0,0894	0,0051	0,5260
	2006-2007	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
	2007-2008	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000

Énekes nádiposzáta (*Acrocephalus palustris*)

A modellezésbe 4286 juvenil és 2082 adult egyed 54 különféle EH adatsorával dolgoztam. A visszafogások száma jóval alacsonyabb volt, mint a cserregő nádiposzáta esetében, ami nehezítette a modellezést. Az általános modell illeszkedésvizsgálata szignifikáns eltérést mutatott (RELEASE TEST 2 + 3,  $\chi^2=37,5907$ ,  $df=15$ ,  $p<0,01$ ), ezért a modellszelekciónál a parametrikus bootstrap modellezés alapján számított  $c=1,6$  értéket vettem figyelembe.

17. táblázat A túlélési ráta modellezés során felállított kandidáns modellkészlet QAIC értékek és azok relatív súlya, a modell valószínűsége, a becslült paraméterek száma és a devianciaértékek.

Model	QAICc	Delta QAICc	QAICc Weights	Model Likelihood	Num. Par	QDeviance
$\Phi(a) p(.)$	307,5224	0,0000	0,70729	1,00000	3,00000	82,4861
$\Phi(a) p(a)$	309,5027	1,9803	0,26277	0,37150	4,00000	82,4638
$\Phi(.) p(.)$	313,8542	6,3318	0,02983	0,04220	2,00000	90,8199
$\Phi(a+t) p(.)$	325,3319	17,8095	0,00010	0,00010	17,00000	72,1990
$\Phi(a+t) p(a)$	330,7017	23,1793	0,00001	0,00000	21,00000	69,5173
$\Phi(t) p(.)$	338,6822	31,1598	0,00000	0,00000	20,00000	79,5117
$\Phi(a*t) p(.)$	357,7916	50,2692	0,00000	0,00000	39,00000	60,2444
$\Phi(t) p(t)$	357,8033	50,2809	0,00000	0,00000	35,00000	68,3554
$\Phi(a*t) p(a)$	359,8120	52,2896	0,00000	0,00000	40,00000	60,2383
$\Phi(a*t) p(t)$	376,5679	69,0455	0,00000	0,00000	54,00000	48,5529

A modellszelekció alapján a túlélési ráta különbözik a juvenil és adult madarak között, a visszafogási ráta azonban nem. Az időfüggő modellekhez képest a csoportonként állandó rátákat becsülő modellek jobb illeszkedést mutattak. Ezek alapján az átlagos túlélési ráták meghatározásához a  $\Phi(a) p(.)$  modellt, míg az időfüggő paraméterek meghatározásához a  $\Phi(a+t) p(.)$  modellt használtam.

18. táblázat Az átlagos apparens túlélési ráta, standard hiba (SE) és alsó (LCI) és felső (UCI) 95%-os konfidenciaintervallum korcsoportonként.

Korcsoport	$\Phi$	SE	LCI	UCI
juvenil	0,0657	0,0364	0,0216	0,1834
adult	0,2204	0,0794	0,1025	0,4116

**19. táblázat Az éves becült apparens túlélési ráta, standard hiba (SE) és alsó (LCI) és felső (UCI) 95%-os konfidenciaintervallum korcsoportonként.**

<i>Korcsoport</i>	<i>Időszak</i>	$\Phi$	<i>SE</i>	<i>LCI</i>	<i>UCI</i>
Juv.	1989-1990				
	1990-1991	0,1438	0,1926	0,0078	0,7830
	1991-1992	0,5635	0,6486	0,0073	0,9956
	1992-1993				
	1993-1994	0,8441	0,2322	0,1455	0,9942
	1994-1995	0,1382	0,1839	0,0077	0,7679
	1995-1996	0,9523	0,1449	0,0369	0,9999
	1996-1997	0,3972	0,4372	0,0181	0,9594
	1997-1998	0,4530	0,4125	0,0307	0,9558
	1998-1999	0,2279	0,3127	0,0090	0,9058
	1999-2000	0,5025	0,6059	0,0087	0,9915
	2000-2001	0,1906	0,2464	0,0102	0,8435
	2001-2002				
	2002-2003	0,2517	0,1651	0,0569	0,6522
	2003-2004	0,7717	0,2691	0,1448	0,9854
	2004-2005	0,5601	0,2611	0,1376	0,9104
	2005-2006	0,0934	0,1241	0,0058	0,6457
	2006-2007	0,1562	0,2029	0,0090	0,7909
	2007-2008				
Ad.	1989-1990				
	1990-1991	0,0157	0,0280	0,0005	0,3594
	1991-1992	0,1090	0,2628	0,0006	0,9609
	1992-1993	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
	1993-1994	0,3391	0,3682	0,0201	0,9278
	1994-1995	0,0150	0,0260	0,0005	0,3260
	1995-1996	0,6543	0,6875	0,0049	0,9986
	1996-1997	0,0588	0,1079	0,0014	0,7404
	1997-1998	0,0728	0,1232	0,0022	0,7376
	1998-1999	0,0272	0,0521	0,0006	0,5697
	1999-2000	0,0873	0,2011	0,0007	0,9308
	2000-2001	0,0218	0,0380	0,0007	0,4217
	2001-2002				
	2002-2003	0,0309	0,0375	0,0027	0,2708
	2003-2004	0,2425	0,2014	0,0360	0,7330
	2004-2005	0,1076	0,1287	0,0086	0,6253
	2005-2006	0,0097	0,0167	0,0003	0,2309
	2006-2007	0,0172	0,0289	0,0006	0,3319
	2007-2008				

## Nádi tücsökmadár (*Locustella luscinioides*)

A modellezésbe 3841 juvenil és 924 adult egyed 56 különféle EH adatsorával dolgoztam. Az általános modell illeszkedésvizsgálata szignifikáns eltérést mutatott (RELEASE TEST 2 + 3,  $\chi^2=12,9676$ ,  $df=11$ ,  $p=0,9911$ ), azonban az alacsony mintaszám miatt több részteszt nem volt végrehajtható. Ezért az illeszkedést parametrikus bootstrap modellezéssel is vizsgáltam, és az itt megállapított  $c=3$  értéket használtam a modellszelekciónál.

**20. táblázat A túlélési ráta modellezés során felállított kandidáns modellkészlet QAIC értékek és azok relatív súlya, a modell valószínűsége, a becslült paraméterek száma és a devianciaértékek.**

Model	QAICc	Delta QAICc	QAICc Weights	Model Likelihood	Num. Par	QDeviance
$\Phi(a) p(.)$	263,9861	0,0000	0,69267	1,00000	3,00000	52,3437
$\Phi(a) p(a)$	265,6116	1,6255	0,30730	0,44360	4,00000	51,9657
$\Phi(.) p(.)$	283,9997	20,0136	0,00003	0,00000	2,00000	74,3599
$\Phi(a) p(t)$	292,7125	28,7264	0,00000	0,00000	21,00000	44,8724
$\Phi(a+t) p(a)$	301,1215	37,1354	0,00000	0,00000	21,00000	53,2814
$\Phi(a+t) p(.)$	301,3586	37,3725	0,00000	0,00000	20,00000	55,5370
$\Phi(t) p(a)$	301,6655	37,6794	0,00000	0,00000	21,00000	53,8255
$\Phi(t) p(.)$	314,0295	50,0434	0,00000	0,00000	20,00000	68,2079
$\Phi(a^*t) p(.)$	321,6421	57,6560	0,00000	0,00000	39,00000	37,3171
$\Phi(a^*t) p(a)$	323,6172	59,6311	0,00000	0,00000	40,00000	37,2567
$\Phi(t) p(t)$	340,3497	76,3636	0,00000	0,00000	37,00000	60,0929
$\Phi(a^*t) p(t)$	349,4033	85,4172	0,00000	0,00000	56,00000	30,3534
$\Phi(a^*t) p(a^*t)$	369,3216	105,3355	0,00000	0,00000	68,00000	25,6023

A modellszelekció alapján a túlélési ráta különbözik a juvenil és adult madarak között, a visszafogási ráta azonban nem. Az időfüggő modellekhez képest a csoportonként állandó rátákat becsülő modellek jobb illeszkedést mutattak. Ezek alapján az átlagos túlélési ráták meghatározásához a  $\Phi(a) p(.)$  modellt, míg az időfüggő paraméterek meghatározásához a  $\Phi(a+t) p(a)$  modellt használtam.

**21. táblázat Az átlagos apparens túlélési ráta, standard hiba (SE) és alsó (LCI) és felső (UCI) 95%-os konfidenciaintervallum korcsoportonként.**

Korcsoport	$\Phi$	SE	LCI	UCI
juvenil	0,0520	0,0247	0,0202	0,1275
adult	0,3800	0,0832	0,2347	0,5506

Az éves ráták becslésénél az additív modell különböző, de párhuzamos túlélési ráta változást modellez. Az eredményekből látható, hogy a 2006-2007-es évre a modell nem tudott becslést adni.

**22. táblázat Az éves becsült apparent túlélési ráta, standard hiba (SE) és alsó (LCI) és felső (UCI) 95%-os konfidenciaintervallum korcsoportonként.**

Korcsoport	időszak	$\Phi$	SE	LCI	UCI
ad.	1989-1990	0,1780	0,3116	0,0033	0,9337
	1990-1991	0,3760	0,3734	0,0259	0,9317
	1991-1992	0,4048	0,4295	0,0202	0,9573
	1992-1993	0,3167	0,2883	0,0329	0,8632
	1993-1994	0,5259	0,3380	0,0722	0,9405
	1994-1995	0,4316	0,3130	0,0586	0,9025
	1995-1996	0,3223	0,3046	0,0300	0,8797
	1996-1997	0,2306	0,2425	0,0202	0,8137
	1997-1998	0,4488	0,3449	0,0503	0,9260
	1998-1999	0,3024	0,2989	0,0263	0,8745
	1999-2000	0,2100	0,2766	0,0100	0,8747
	2000-2001	0,1241	0,1582	0,0081	0,7107
	2001-2002	0,5424	0,3249	0,0835	0,9391
	2002-2003	0,2324	0,1879	0,0370	0,7046
	2003-2004	0,4740	0,3079	0,0742	0,9102
	2004-2005	0,4971	0,2599	0,1141	0,8835
	2005-2006	0,2273	0,1856	0,0357	0,7002
	2006-2007	1,0000	0	1,0000	1,0000
	2007-2008	0,1954	0,1465	0,0376	0,6014
juv.	1989-1990	0,0495	0,1021	0,0007	0,7849
	1990-1991	0,1267	0,1868	0,0053	0,7989
	1991-1992	0,1407	0,2153	0,0050	0,8429
	1992-1993	0,1004	0,1321	0,0063	0,6625
	1993-1994	0,2107	0,2237	0,0188	0,7885
	1994-1995	0,1545	0,1787	0,0124	0,7273
	1995-1996	0,1027	0,1378	0,0061	0,6819
	1996-1997	0,0673	0,0893	0,0044	0,5394
	1997-1998	0,1639	0,1892	0,0129	0,7459
	1998-1999	0,0945	0,1245	0,0060	0,6440
	1999-2000	0,0601	0,0971	0,0022	0,6494
	2000-2001	0,0330	0,0483	0,0018	0,3989
	2001-2002	0,2220	0,2333	0,0198	0,8012
	2002-2003	0,0679	0,0723	0,0077	0,4061
	2003-2004	0,1783	0,1746	0,0205	0,6917
	2004-2005	0,1922	0,1872	0,0219	0,7166
	2005-2006	0,0661	0,0627	0,0096	0,3410
	2006-2007	1,0000	0,0000	1,0000	1,0000
	2007-2008	0,0552	0,0577	0,0066	0,3383

Kerti poszáta (*Sylvia borin*)

A modellezésbe 4587 juvenil és 1622 adult egyed 58 különféle EH adatsorával dolgoztam. Az általános modell illeszkedésvizsgálata szignifikáns eltérést mutatott (RELEASE TEST 2 + 3,  $\chi^2=88,9495$ ,  $df=57$ ,  $p=0,0043$ ). A szimulációk alapján a  $c=1,8$  értéket használtam a modellszelekciónál.

**23. táblázat A túlélési ráta modellezés során felállított kandidáns modellkészlet QAIC értékek és azok relatív súlya, a modell valószínűsége, a becsült paraméterek száma és a devianciaértékek.**

Model	QAICc	Delta QAICc	QAICc Weights	Model Likelihood	Num. Par	QDeviance
$\Phi(a)$ p(a)	611,2924	0,0000	0,99993	1,00000	4,00000	152,4681
$\Phi(a)$ p(.)	630,5733	19,2809	0,00007	0,00010	3,00000	173,7517
$\Phi(a*t)$ p(a)	638,0321	26,7397	0,00000	0,00000	40,00000	106,6410
$\Phi(a+t)$ p(a)	647,1547	35,8623	0,00000	0,00000	20,00000	156,1909
$\Phi(t)$ p(a)	648,9386	37,6462	0,00000	0,00000	21,00000	155,9601
$\Phi(t)$ p(.)	657,2329	45,9405	0,00000	0,00000	20,00000	166,2691
$\Phi(a*t)$ p(.)	659,1520	47,8596	0,00000	0,00000	39,00000	129,7891
$\Phi(t)$ p(t)	672,4945	61,2021	0,00000	0,00000	37,00000	147,1856
$\Phi(a*t)$ p(t)	680,7623	69,4699	0,00000	0,00000	73,00000	82,0445
$\Phi(a*t)$ p(a*t)	697,2430	85,9506	0,00000	0,00000	70,00000	104,6780

A modellszelekción alapján a túlélési ráta és a visszafogási ráta egyaránt különbözik a juvenil és adult madarak között. Az időfüggő modellekhez képest a csoportonként állandó rátákat becslő modellek jobb illeszkedést mutattak. Ezek alapján az átlagos túlélési ráták meghatározásához a  $\Phi(a)$  p(a) modellt, míg az időfüggő paraméterek meghatározásához a  $\Phi(a*t)$  p(a) modellt használtam. Az időfüggéses modell néhány esetben nem tudott becslést adni az éves túlélési rátára.

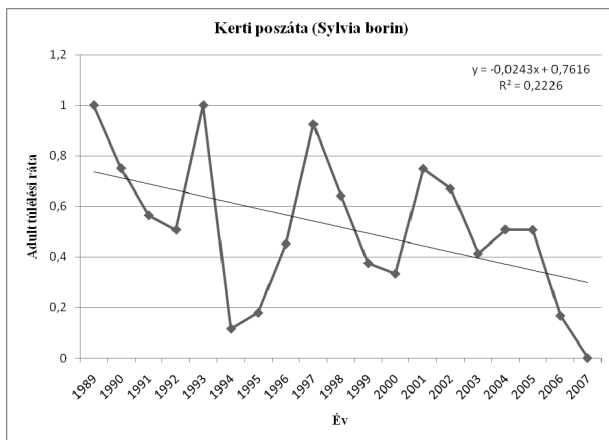
**24. táblázat Az átlagos apparentis túlélési ráta, standard hiba (SE) és alsó (LCI) és felső (UCI) 95%-os konfidenciaintervallum korcsoportonként.**

Korcsoport	$\Phi$	SE	LCI	UCI
juvenil	0,019855	0,006298	0,010628	0,036793
adult	0,514421	0,05829	0,401391	0,625994

**25. táblázat Az éves becsült apparentes túlélési ráta, standard hiba (SE) és alsó (LCI) és felső (UCI) 95%-os konfidenciaintervallum korcsoportonként.**

Korcsoport	Időszak	$\Phi$	SE	LCI	UCI
Juv.	1989-1990	0,032804	0,026354	0,006614	0,147311
	1990-1991	0,024349	0,019919	0,004802	0,114331
	1991-1992	0,091934	0,054165	0,0276	0,265309
	1992-1993	0,029347	0,023314	0,006042	0,13072
	1993-1994	0,009461	0,012924	0,00064	0,124764
	1994-1995	0	0	0	0
	1995-1996	0,02254	0,022332	0,003153	0,143938
	1996-1997	0,009598	0,013285	0,000626	0,130397
	1997-1998	0,048965	0,035153	0,011589	0,184394
	1998-1999	0,024603	0,024119	0,003506	0,153153
	1999-2000	0,04184	0,040848	0,005892	0,243409
	2000-2001	0,02583	0,021273	0,005031	0,122064
	2001-2002	0	0	0	0
	2002-2003	0,009358	0,012799	0,000631	0,123909
	2003-2004	0	0	0	0
	2004-2005	0,015063	0,012385	0,002969	0,072819
	2005-2006	0,014521	0,014306	0,002072	0,094656
	2006-2007	0,008682	0,008567	0,001243	0,058043
	2007-2008	0,019268	0,018979	0,002737	0,12332
Ad.	1989-1990	1	4E-07	0,999999	1
	1990-1991	0,750235	0,365797	0,061437	0,992797
	1991-1992	0,56408	0,327082	0,087113	0,946083
	1992-1993	0,506684	0,240115	0,135158	0,870972
	1993-1994	1	3E-07	0,999999	1
	1994-1995	0,115322	0,115965	0,013852	0,547446
	1995-1996	0,178324	0,26019	0,006639	0,875742
	1996-1997	0,451344	0,353997	0,047557	0,931287
	1997-1998	0,923499	0,651728	2E-07	1
	1998-1999	0,641025	0,389717	0,060675	0,980145
	1999-2000	0,374367	0,257176	0,06503	0,837345
	2000-2001	0,332398	0,234291	0,059149	0,797703
	2001-2002	0,748052	0,470129	0,021863	0,997471
	2002-2003	0,668889	0,460818	0,033088	0,991684
	2003-2004	0,412552	0,294842	0,060772	0,884021
	2004-2005	0,507146	0,352616	0,060854	0,942332
	2005-2006	0,506354	0,336259	0,068416	0,934754
	2006-2007	0,166703	0,162979	0,019671	0,66605
	2007-2008	0	3E-07	0	8,06E-05





18. ábra A kerti poszáta adult apaprens túlélési rátájának alakulása 1989-2008 között és a regressziós egyenes által mutatott csökkenő trend

A túlélési ráta modellezés alapján a cserregő nádiposzáta, foltos nádiposzáta és kerti poszáta esetében volt megállapítható hosszútávú szignifikáns negatív trend az adult apparens túlélési rátában. Az átlagos túlélési ráta a kerti poszáta (*Sylvia borin*) esetében a legmagasabb, a cserregő nádiposzáta (*Acrocephalus scirpaceus*) és nádi tücsökmadár (*Locustella luscinioides*) esetén közepes, míg a foltos nádiposzáta (*Acrocephalus schoenobaenus*) és az énekes nádiposzáta (*Acrocephalus palustris*) esetében alacsonyabb értékeket vesz fel. Ennél a két utóbbi fajnál és hasonlóan a nádi tücsökmasárnál a variancia igen nagy.

26. táblázat Átlagos adult apparens túlélési ráták, standard hibájuk (SE) és alsó és felső 95%-os konfidenciaintervallumok fajonként és korcsoportonként

Faj	Kor	Túlélési ráta	SE	-95% konf	+95% konf
Acrocephalus scirpaceus	juv.	0,1019	0,0192	0,0699	0,1462
	ad.	0,3762	0,0241	0,3303	0,4243
Acrocephalus schoenobaenus	juv.	0,0532	0,0228	0,0226	0,1201
	ad.	0,2734	0,0668	0,1629	0,4211
Acrocephalus palustris	juv.	0,0657	0,0364	0,0216	0,1834
	ad.	0,2204	0,0794	0,1025	0,4116
Sylvia borin	juv.	0,0199	0,0063	0,0106	0,0368
	ad.	0,5144	0,0583	0,4014	0,6260
Locustella luscinioides	juv.	0,0520	0,0247	0,0202	0,1275
	ad.	0,3800	0,0832	0,2347	0,5506

## Populációdinamikai elemzések

Annak megállapítására, hogy mely fajok esetében mely populációdinamikai paraméter befolyásolja erősebben az állomány alakulását, további elemzéseket végeztem. Az abundancia index évek közötti különbsége, azaz az index változása és az éves produktivitás, valamint ahol lehetséges volt az éves adult és juvenil túlélési ráta közötti korreláció erősségét vizsgáltam regresszioanalízissel. Ahol minden paraméter rendelkezésre állt, többváltozós forward stepwise regresszioanalízist is végeztem.

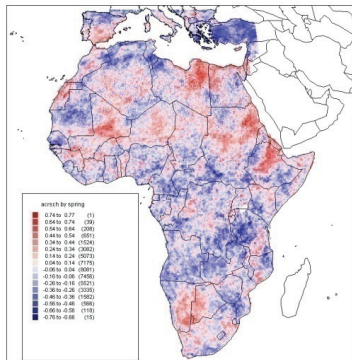
Az énekes nádiposzáta (*Acrocephalus palustris*) és a nádi tücsökmadár (*Locustella luscinioides*) esetében a legerősebb összefüggést az adult túlélési ráta mutatta. A cserregő nádiposzáta esetében a produktivitási index mutatja a legerősebb összefüggést a következő évi költőállomány méretével, de ez sem szignifikáns. A foltos nádiposzáta, a kerti poszáta és a nádi tücsökmadár esetében mind a produktivitási index, mind a túlélési ráta erős összefüggést mutat a populációméret alakulásával.

**27. táblázat** Az adult abundancia összefüggése a megelőző év produktivitási indexével, adult és juvenil apaprens túlélési rátájával, a regresszió p értéke, valamint a stepwise forward regresszióban való szerepeltetése (+ bekerül a modellbe, - nem kerül be a modellbe)

Faj	Paraméter	r	p	stepwise regresszió (+/-)	forward
Acrocephalus schoenobaenus	Produktivitás index	0,50	0,1207	+	
	adult túlélési ráta	0,69	0,0196	+	
	juvenil túlélési ráta	0,67	0,0204	+	
Acrocephalus scirpaceus	Produktivitás index	0,39	0,0929	+	
	adult túlélési ráta	0,19	0,4448	-	
	juvenil túlélési ráta	0,25	0,3024	-	
Acrocephalus palustris	Produktivitás index	0,23	0,3030	-	
	adult túlélési ráta	0,46	0,0825	-	
	juvenil túlélési ráta	0,51	0,0529	+	
Locustella luscinioides	Produktivitás index	0,36	0,1342	+	
	adult túlélési ráta	0,50	0,0314	+	
	juvenil túlélési ráta	0,11	0,6882	-	
Sylvia borin	Produktivitás index	0,54	0,0567	-	
	adult túlélési ráta	0,56	0,0462	+	

### 5.3.3 AFRIKAI VEGETÁCIÓINDEXEK (NDVI) KORRELÁCIÓJA

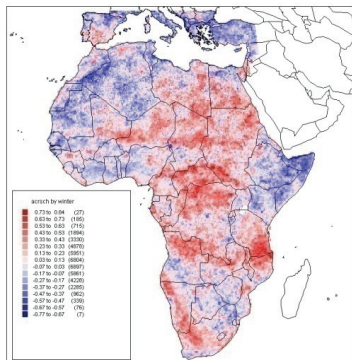
A bemutatott térképek az éves túlélési ráta és a téli és tavaszi vegetációindexek összefüggésének erősségét mutatja 0,25°x0,25°-os felbontásban. A piros színskála a pozitív összefüggést mutatja, a kék a negatívát. Minnél sötétebb a szín az összefüggés annál erősebb



Foltos nádiposzta (*Acrocephalus schoenobaenus*)

A foltos nádiposzta esetében a telelőterületi vegetáció-indexekkel végzett korrelációk alapján a téli időszakban a Közép-Afrikai Köztársaságban és Szudán déli részén, valamint Kelet-Afrikában, Tanzánia és Mozambik határvidékén található fontos területek. A tavaszi időszakban az elemzés a legerősebb összefüggést az Etióp-felföldön, Szudán északkeleti részén, valamint Líbia és Egyiptom északi területein, valamint Maliban mutatja.

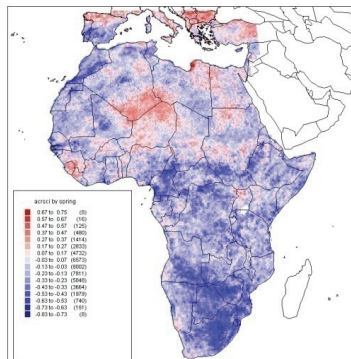
19. ábra A foltos nádiposzta éves túlélési rátájának összefüggése a vegetáció éves változásával Afrikában tavasszal



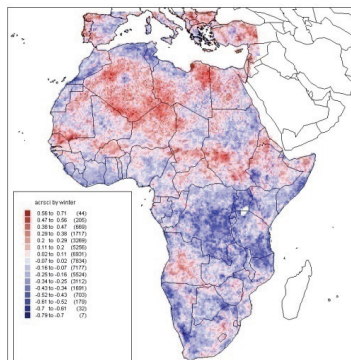
20. ábra A foltos nádiposzta éves túlélési rátájának összefüggése a vegetáció éves változásával Afrikában télen

Cserregő nádiposzáta (*Acrocephalus scirpaceus*)

A cserregő nádiposztátánál a téli időszakban a legerősebb összefüggés a Szahel övezet két elkülönülő részén mutatkozik. Nyugaton Szenegál és Mauritánia déli részein, és középen a Csád-tótól Szudán déli részéig. Ezen kívül a Szahara belső területeinek NDVI értékeinek alakulásával is jelentkezik összefüggés, aminek értelmezése kérdéses. Tavasszal a legerősebb összefüggés Líbia partvidéki területeinél tapasztalható.



**21. ábra A cserregő nádiposzáta éves túlélési rátájának összefüggése a vegetáció éves változásával Afrikában tavasszal**



**22. ábra A cserregő nádiposzáta éves túlélési rátájának összefüggése a vegetáció éves változásával Afrikában télen**

## 5.4 ÉRTÉKELÉS

Az adult abundancia és éves produktivitás esetében hosszú távú trendeket csak néhány fajnál tapasztaltunk. A nádirigő (*Acrocephalus arundinaceus*), a foltos nádiposzáta (*A. schoenobaenus*), a nádi sármány (*Emberiza schoeniclus*) és a kerti poszáta (*Sylvia borin*) esetében csökkenő állományokról beszélünk. A csökkenő állomány mellett a nádirigő, a nádi sármány és a kerti poszáta esetében növekszik a produktivitás. Ezeknél a fajoknál denzitásfüggő reprodukciós rátát detektáltunk, azonban ez az alacsonyabb denzitáson tapasztalható magasabb produktivitás egyelőre nem látszik, hogy vissza tudná emelni a denzitást a korábbi szintre. Ugyanez tapasztalható a berki tücsökmadár esetében is, csak a kis populációnál nem mutathatók ki szignifikáns trendek.

A cserregő nádiposzáta (*Acrocephalus scirpaceus*), a nádi tücsökmadár (*Locustella luscinioides*), a barátposzáta (*Sylvia atricapilla*), a kis poszáta (*Sylvia curruca*), a feketerigő (*Turdus merula*) és az énekes rigó (*Turdus philomelos*) költőállománya növekszik a területen, miközben erőteljesebb növekmény a produktivitásban csak a feketerigónál tapasztalható.

A részletes populációdinamikai adatok alapján az énekes nádiposzáta (*Acrocephalus palustris*) és a nádi tücsökmadár esetében az adult túlélési ráta az, ami elsődlegesen meghatározza a későbbi populációméretet, így ezeknél a fajoknál egyértelmű téli korlátozás állapítható meg. A cserregő nádiposzáta esetében legerősebben a produktivitási index határozza meg a következő évi költőállomány méretét, bár ez az összefüggés sem túl erős, így itt a nyári korlátozás lehet a jelentősebb. A foltos nádiposzáta, a kerti poszáta és a nádi tücsökmadár esetében mind a produktivitási index, mind a túlélési ráta erős összefüggést mutat a populációméret alakulásával. Ezeknél a fajoknál azokban az években, amikor magas a költési siker és nagymennyiségű fiatal madár van a vonuló populációban, akkor nyári korlátozás tapasztalható, de amikor alacsony a költési siker, akkor a téli túlélés limitál, így téli korlátozásról beszélhetünk.

A túlélési ráták hosszútávon a kerti poszáta, a foltos nádiposzáta és az énekes nádiposzáta esetében szignifikánsan csökkennek. A foltos és az énekes nádiposzáta esetében a túlélési ráta csökkenését minden valószínűség szerint az tudja ellensúlyozni, hogy a faj által elfoglalt területek egyre zsugorodnak, amit az MMM index is jelez, és az ideálisabb költőhelyre folyamatos beáramlás tapasztalható a szuboptimális élőhelyekről. A tendenciák alapján hamarosan ez már nem lesz képes fenntartani az ideális élőhelyeken sem az állományt, és itt

is várható, hogy az állomány csökkenésnek indul. A kerti poszáta esetén ez a folyamat már lejátszódhatott, illetve a túlélési ráta csökkenése olyan mértékű, ami a teljes általa elfoglalt területen csökkenést okoz. Valószínűleg ez igaz a berki tücsökmadárra (*Locustella fluvialis*) is, csak ennél a fajnál a részleteket nem tudtuk megvizsgálni a kis mintaszám miatt.

## **6 ZSÍRFELHALMOZÁS, REPÜLÉSI TÁVOLSÁG**

### **6.1 TERÜLETEK ÉS ADATOK**

A madarak az Ócsai Madárvártán és az izzasági Kolon-tavi Madárvártán kerültek befogásra. A jelen vizsgálatban Ócsáról a 2000. évi, míg a Kolon-tó 2000-2002 közötti adatsorát dolgoztuk fel. A füstí fecskéket mindkét területen a nádasban felállított hálókka napnyugta előtt 1,5 órával beindított hívóhang használatával fogtuk be. A vizsgált időszakban mintegy 7000 adult és 36000 juvenil madarat gyűrűztünk meg.

Minden nap az összes adult és legalább az első 100 juvenil fecske esetében - a hazai és nemzetközi standardoknak megfelelően (Szentendrey et al. 1979, Jenni 1998) - a következő adatokat vettük fel: szárnyhossz, 3. evező, farokhossz, testtömeg, zsírkategóriák. Minden esetben rögzítettük a dátumot, kort és ivart (Svensson 1992).

A zsírkategóriát 0-8 közötti skálán becsültük (Kaiser 1993), amit a gyakorlatnak megfelelően transzformáltuk az  $\ln(\text{zsírkategória} + 1)$  képletnek megfelelően a későbbi számításokhoz (Brown 1966).

A befogási időszakot periódusokra osztottuk Rubolini et al (2002) nyomán, a tapasztalt testtömegváltozási mintázatnak megfelelően. A július 1. és augusztus 20. közötti időszakot tekintettük költés utáni diszperziós időszaknak (PB - post-breeding), az augusztus 20 - szeptember 1. közötti időszakot átmenetinek, amit az elemzésből kizártunk, és a szeptember 1. utáni időszakot tekintettük aktív zsírfelhalmozó, vonulási időszaknak (PM - pre-migratory). Az adatbázisunkban 4989 madár van a PB, és 7081 a PM időszakban.

### **6.2 AZ ELEMZÉS MÓDSZERE**

Az évek és területek közötti különbségek tesztelését ANOVA-val végeztük, ahol a szárnyhossz, testtömeg és zsírkategória volt a függő változó, a terület, év, kor és vonulási időszak a független változó. Mivel a területek között különbséget találtunk a szárnyhosszban, ennek korrigálására ANCOVA modelleket használtunk, ahol a testtömeg és zsírkategória volt a függő változó, a terület, év, kor és vonulási időszak a független változó, és a szárnyhossz a kovariáns.

A felhalmozott zsírmennyiségeknek a Nyugat-Mediterráneumban végzett vizsgálattal (Rubolini et al. 2002) való összehasonlításához kiszámítottuk az ott bevezetett becsült indulási zsírmennyiség (Estimated Departure Fuel Load – későbbiekben EDFL) értékét. A zsírmentes testtömeget a 0 zsírkategóriájú madarak átlagos testtömegéből számítottuk, ami

megegyezett az eddig publikált adatokkal (Pilastro & Spina 1999), ezért egységesen 17,9 g-os értéket vettünk alapul. Ahhoz, hogy az induláskori testtömeget becsüljük, a zsírmentes testtömeget levontuk minden csoportban a legnagyobb testtömegű kvartilisba tartozó madarak testtömegéből (Biebach 1990, Bairlein 1991). Ezt az értéket vettük az EDFL értéknek, amelyet a Nyugat-Mediterráneumban végzett vizsgálatok alapján készült tanulmányban megadott értékekkel, t-teszt segítségével hasonlítottuk össze.

Az ősszel és tavasszal használt ismert területek bemutatásához a Madárgyűrűzési Központ adatbázisában található külföldi megkerüléseket térképen ábrázoltuk.

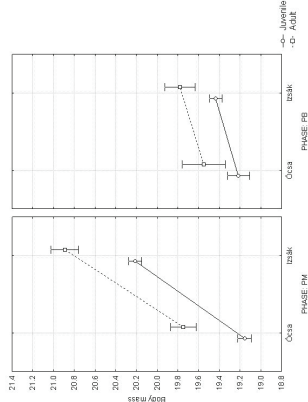
A repülési távolság becslésekhez a Flight 1.1.7 szoftvert használtuk. (Pennycuick 1998, 2008, Pennycuick et al. 2000). Kiszámítottuk azoknak a madaraknak az arányát, amelyek képesek lehetnek Magyarországról indulva átkelni a Földközi-tengeren, illetve a Szaharán. Ehhez egyrészt 1800 km-es távolsággal számoltunk (a Mediterráneum déli pereméig megteendő legkisebb távolság), másrészt 3600 km-es távolsággal a Szahara déli pereméig (az elvben megteendő legnagyobb távolság). A zsírmentes testtömegnek az előzőekben megállapított 17,9 g-ot használtuk és azzal a feltételezéssel éltünk, hogy kb. 15 g az a testtömeg, ameddig egy madár lefogyhat úgy, hogy még életben marad. A modellben így addig hagytuk a madarakat repülni, amíg ezt a testtömeget el nem érték.

### **6.3 EREDMÉNYEK**

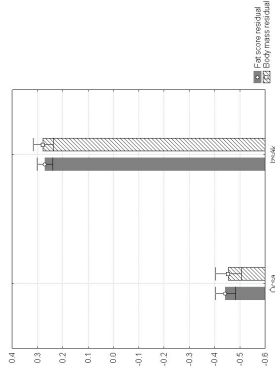
#### **Területek közötti különbségek**

A területek közötti különbségek tesztelésére végzett ANOVA azt mutatta, hogy Izsákon az átlagos testtömeg és zsírkategória magasabb (testtömeg:  $F_{1,11888} = 282,61$ ,  $p < 0,001$ , zsírkategória:  $F_{1,12056} = 493,08$ ,  $p < 0,001$ ), mint Ócsán. Hasonló különbség volt kimutatható a szárnyhosszban is ( $F_{1,11961} = 73,73$ ,  $p < 0,001$ ). A testtömegre végzett ANCOVA esetében a terület-vonulási időszak interakció is szignifikáns volt ( $F_{1,12056} = 36,332$ ,  $p < 0,001$ ), ami azt jelzi, hogy a PB időszakban a két terület között csak kisebb különbség tapasztalható, míg a PM időszakban ez megnő. Az ANCOVA modellek alapján a szárnyhossz különbségek kiküszöbölésével is megmaradt a tapasztalt testtömeg és zsírkategória különbség (body mass:  $F_{1,11599} = 493,89$ ,  $p < 0,001$ ; fat score:  $F_{1,11599} = 751,00$ ,  $p < 0,001$ ). A napi átlagos testtömeg értékek a két terület esetében párhuzamosan futnak.

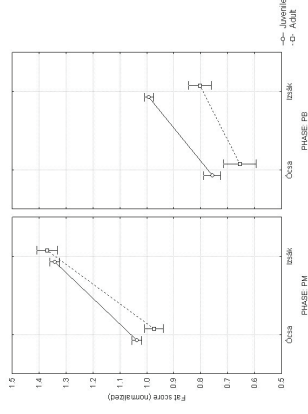




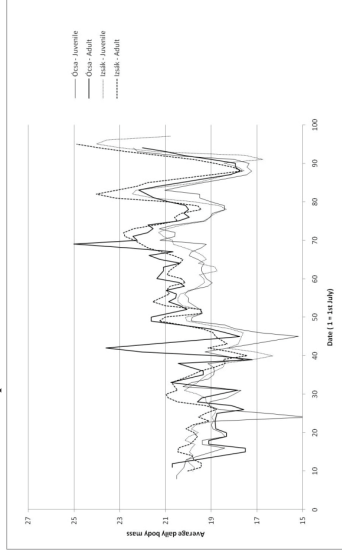
23. ábra Átlagos testtömeg különbségek a két terület között korcsoportonként és vonulási időszakokra bontva



25. ábra Különbőség a két terület között az ANCOVA modellből számított maradék értékekben (testtömeg és zsírkategória)



24. ábra Átlagos zsírkategória különbségek a két terület között korcsoportonként és vonulási időszakokra bontva



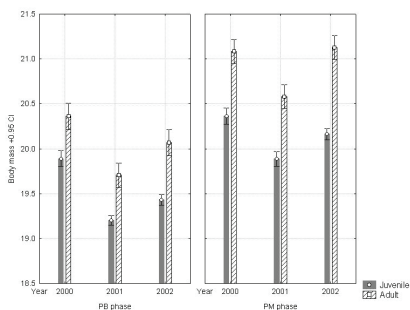
26. ábra A napi átlagos testtömeg változása a két területen korcsoportonként

## Évek közötti különbségek

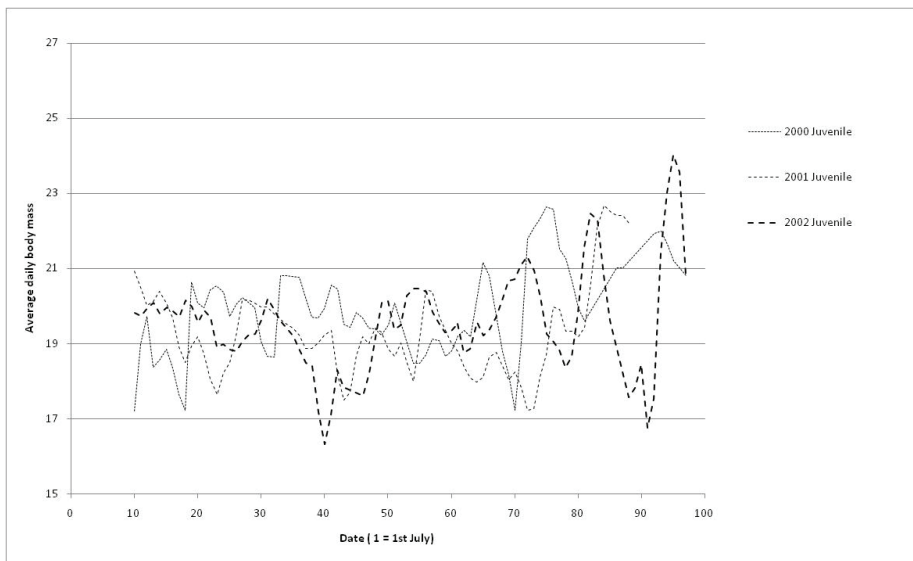
Az izsáki adatokon az évek közötti különbségek tesztelésére végzett ANOVA szignifikáns eltéréseket mutat (testtömeg:  $F_{3,18583} = 71,40$ ,  $p < 0,001$ ; zsírkategóriák:  $F_{3,18583} = 14,71$ ,  $p < 0,001$ ). Szintén szignifikáns a különbség az évek között a szárnyhosszban ( $F_{2,18102} = 18,97$ ,  $p < 0,001$ ). Az ANCOVA modell használatával azonos eredmény marad (testtömeg:  $F_{2,18111} = 105,71$ ,  $p < 0,001$ ; zsírkategóriák:  $F_{2,18111} = 53,935$ ,  $p < 0,001$ ). A napi átlagos testtömeg változás évente különböző mintázatot mutat, a minimumok és maximumok minden évben más dátumon tapasztalhatóak. A jelentősebb különbségek a vonulási időszakban tapasztalhatóak, amikor a változó időjárás jelentősen befolyásolja a fecskék táplálkozási és zsírfelhalmozási lehetőségeit.

## Korcsoportok és időszakok közötti különbségek

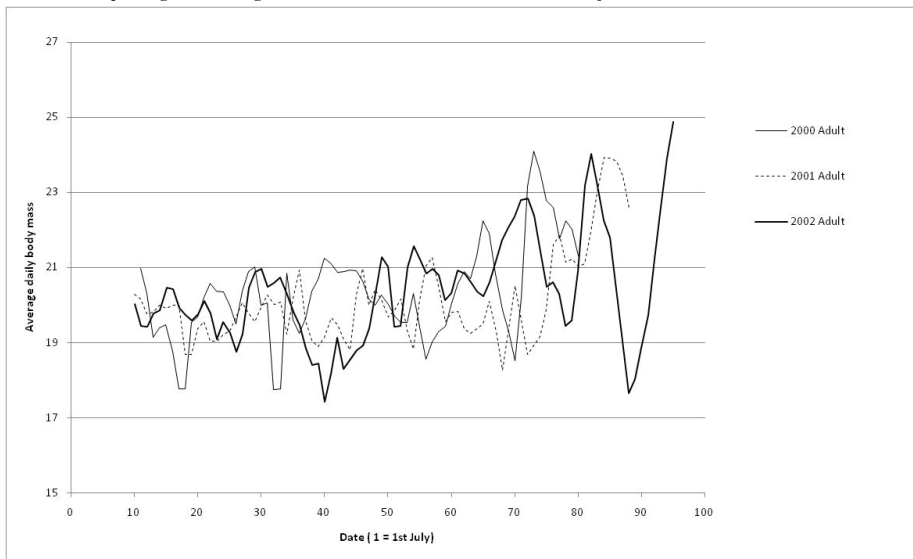
A PB időszakban mindkét területen és minden évben a juvenil madarak zsírkategóriái magasabbak, mint az adult madaraké (2002:  $F_{1,11960} = 38,70$ ,  $p < 0,001$ ). Ez a különbség a PM időszakban már nem mutatható ki. A PM időszakban minden évben és mindkét területen, mindkét korcsoportban magasabb a testtömeg és a zsírkategória átlagos értéke, mint a PB időszakban (Ócsa és Izsák 2002: testtömeg:  $F_{1,11796} = 133,35$ ,  $p < 0,001$ ; zsírkategóriák:  $F_{1,11960} = 899,29$ ,  $p < 0,001$ ; Izsák 2000-2002: testtömeg:  $F_{1,18583} = 243,56$ ,  $p < 0,001$ ; zsírkategóriák:  $F_{1,18583} = 530,74$ ,  $p < 0,001$ ).



27. ábra Az átlagos testtömeg különbsége évek között korcsoportonként és vonulási időszakonként Izsákon



28. ábra A napi átlagos testtömeg alakulása és összehasonlítása évek között a juvenil madaraknál Izsákon



29. ábra A napi átlagos testtömeg alakulása és összehasonlítása évek között az adult madaraknál Izsákon

## Az EDFL értékek és összehasonlításuk a mediterrán adatokkal

Az EDFL értékek a két terület között különbözőek voltak (t-teszt minden csoportra  $p < 0,05$ ). Az átlagos testtömeg, zsírkategóriák és EDFL érték Izsákon a PM időszakban megegyeznek a Spanyolországban mért értékekkel (t-teszt minden esetben  $p > 0,05$ ) és szignifikánsan alacsonyabbak az olaszországi adatoknál (t-teszt minden csoportra  $p < 0,05$ ). A vizsgált területeink legalább 600 km-rel távolabb vannak a nagy ökológiai barrierektől (tenger és sivatag), mint az olasz- és spanyol vizsgálati területek (28. táblázat).

**28. táblázat Átlagos testtömeg (SD, n), zsírkategória (SD,n) és számított EDFL értékek Rubolini és társai (2002) vizsgálata és jelen vizsgálat adatai alapján.**

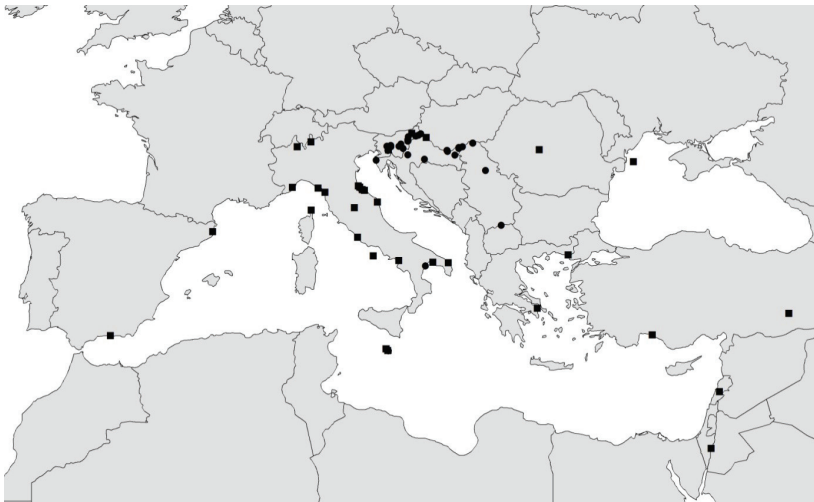
Terület	Testtömeg	Zsírkategória	EDFL
Mediterán adatok			
Olaszország, adult	22,5 (2,5; 858)	4,1 (1,1; 869)	43,8 (6,2; 220)
Olaszország, juvenil	21,1 (2,3; 4925)	3,9 (1,1; 4927)	35,7 (5,8; 1233)
Spanyolország, adult	21,1 (2,3; 320)	3,2 (1,4; 322)	33,9 (5,7; 80)
Spanyolország, juvenil	19,6 (2,1; 3101)	2,9 (1,3; 3099)	24,6 (6,5; 841)
Magyarország			
Ócsa, adult	19,9 (1,8; 734)	2,2 (1,4; 742)	24,5 (5; 184)
Ócsa, juvenil	19,1 (1,7; 2654)	2,1 (1,4; 2800)	19,4 (5,4; 663)
Izsák, adult	21,1 (2,1; 666)	3,4 (1,5; 662)	33,3 (6,4; 167)
Izsák, juvenil	20,2 (2,2; 2859)	3,1 (1,4; 2857)	29,5 (7,7; 715)

## Visszafogások

A két terület között a vizsgált időszakban kapcsolatot mutatott az, hogy a 2002-es évben 2 Ócsán jelölt madár került meg Izsákon, és 4 madár mozgott fordított irányban. Ilyen átmozgások a vonulási időszakon belül más években is tapasztalhatóak.

A Madárgyűrűzési Központ adatai alapján 1951-2005 között Magyarországon több mint 311000 füstí fecskét jelöltek, amiből 118 példány került meg később külföldön. Ez nagyon alacsony 0,0004 %-os megkerülési arány. Az őszi vonulás során a Mediterráneumból csak kisszámú megkerülési adatunk van, ezek is nagyrészt a közeli területekről származnak, míg a tavaszi vonulás során Spanyolországtól Törökorszáig mindenfelé előkerültek madaraink (30. ábra). Szükséges figyelembe venni, hogy a Mediterráneum keleti részén a gyűrűzési aktivitás igen alacsony, és az is inkább a tavaszi időszakra koncentrált.

Az őszi vonulás során a legkorábbi Szaharán-túli afrikai megkerülések már szeptemberben vannak. A leggyorsabb madarak adatai azt mutatják, hogy a 4000-5000 km-es távot 25-35 nap alatt megteszik, ami napi átlagos 140-170 km távolságot jelent.



30. ábra Magyarországon gyűrűzött füsti fecskék megkerülései a Mediterráneumban ősszel (kör) és tavasszal (négyzet)

### Repülési távolság becslések

Füsti fecskék esetében már korábban készült repülési távolság modell az olaszországi fecskék adataira alapozva (Pilastro & Spina 1999). E modell alapján egy 22 g-os fecske kb. 4,2 g zsírraktárral rendelkezik, ami 2300 km megtételére elegendő. Egy 25 g-os fecske esetén 7,2 g zsír a megtehető távolságot 3700 km-re növeli. A mi adataink alapján a vonulási időszakban fogott fecskék 15,8 %-a nehezebb, mint 22 g, és 1,4% nehezebb, mint 25 g.

A füsti fecske kimért repülési paraméterei (Pennycuik et al. 2000) alapján repülési távolságot becslő modellt készítettünk a Flight 1.1.7 szoftver segítségével. A modell eredményei alapján egy 19,5 g-os fecske képes megtenni 1800 km-t, míg egy 24,5 g-os 3600 km-t. Az adataink alapján a vonulási időszakban fogott fecskék 50,4 %-a nehezebb 19,5 g-nál, és 3,7%-a nehezebb 24,5 g-nál.

A két különböző modellezés alapján azt becsüljük, hogy a Magyarországon zsírt felhalmozó fecskék 15,8-50,4 %-a képes elérni egy repüléssel a Mediterráneum déli peremét, míg 1,4-3,7 %-a képes átszelni a Szaharát.

## 6.4 ÉRTÉKELÉS

A füsti fecske zsírfelhalmozása nagymértékben függ az időjárástól. Mivel a faj repülő rovarokkal táplálkozik, amelyek hideg, esős időben számára elérhetetlenek, rossz időjárás esetén a madarak kondíciója gyorsan romlik (Ormerod 1989, Pilastro & Magnani 1997).

A korcsoportok és a vonulási időszakok közötti testtömeg és zsírkategória különbségek az Európában máshol talált mintázatoknak megfelelők voltak (Rubolini et al. 2002). Az adult madarak minden esetben nehezebbek, mint a juvenil madarak nagyobb testméretüknek köszönhetően. A raktározott zsír mennyisége a költési időszak utáni periódusban (PB) a juvenil madaraknál nagyobb, ez a különbség az őszi vonulási időszakra (PM) eltűnik. Minden esetben a vonulási időszakban nagyobb a testtömeg és a raktározott zsír mennyisége.

Az izsáki Kolon-tavon az évek között különbözött a testtömeg és a zsírfelhalmozás, ami azt jelzi, hogy az egyes években jelentősen különböző lehet a táplálékellátottság és a zsírfelhalmozás lehetősége, és ennek következtében a potenciális repülési távolság.

Korábbi elemzések kimutatták, hogy a Mediterráneumban jelentős pihenő- és zsírfelhalmozó területek vannak, elsősorban Olaszországban és az Ibériai-félszigeten (Rubolini et al. 2002). Ezek az utolsó ilyen területek az ökológiai barriereken (Földközi-tenger és Szahara) való átkelés előtt. A nyugat-európai populációk viszonylag alacsony zsírraktárakkal végzik el testvedlésüket, és utána augusztus folyamán érik el a délebbi zsírfelhalmozó helyeket, ahol vedlésüket befejezik és felkészülnek a vonulásra (Pilastro & Magnani 1997, Pilastro & Spina 1999).

A Földközi-tenger keleti medencéjében ilyen pihenő- és zsírfelhalmozóhelyekről jelenleg nincs tudomásunk. A Magyarországon jelölt füsti fecskék megkerülései ősszel szinte kizárólag közeli területekről, a Balkán-félszigetről származnak. A tavaszi vonulás során viszont a megkerülések az Ibériai-félszigettől keleten Libanonig terjednek. Ez különböző vonulási utat és vonulási stratégiát mutat ősszel és tavasszal. Ez igaz az angol állományra is, amely tavasszal keletebbi útvonalon vonul, mint ősszel (Wernham et al. 2002).

A Mediterráneum különböző részein igen különböző a gyűrűzési aktivitás, a nyugati és középső részeken ősszel és tavasszal is jelentős, a keleti területeken viszont szórványos, és ami van, az is tavaszra koncentrálódik. Ősszel a kelet-európai füsti fecskék biztosan nem használják a Mediterráneum nyugati és középső részén ismert pihenőhelyeket, ahol ilyenkor is nagy a gyűrűzési aktivitás, tavasszal viszont igen.

Az adataink alapján kimutattuk, hogy a Kárpát-medencében található fecske-pihenőhelyek jelentős zsírfelhalmozást tesznek lehetővé, ami megegyezik a Spanyolországban tapasztalt szinttel. Azonban a potenciális repülési távolság becslések alapján csak a madarak kis része képes ezzel közvetlenül átkelni az ökológiai barrieréken.

Ezek alapján a következőket feltételezzük:

- A füstű fecskéknek a Mediterráneum keleti területein az ökológiai barrierék előtt még jelentős zsírfelhalmozó helyei vannak, amelyeket jelenleg nem ismerünk.
- A magyarországi fecskék zsírfelhalmozási és vonulási stratégiája nem egyezik meg sem az Ormerod (1991) által leírt alacsony zsírraktárral való vonulás és útközbeni folyamatos „újrátöltés”, sem a Rubolini és társai (2002) által kimutatott ökológiai barrierék előtti zsírfelhalmozás és nagy zsírraktárakkal való átkelés elméletével sem. Hanem a Kárpát-medencén keresztül vonuló fecskék már jóval a barrierék előtt nagy zsírraktárakat halmoznak fel és ezt folyamatosan fenntartják az ökológiai barrierék eléréséig.

A füstű fecske állománya Európaszerte jelentősen csökkent az elmúlt időszakban, ami jelentős részben a mezőgazdasági gyakorlatban és területhasználatban beállt változásoknak köszönhető (Gregory et al. 2004, Marchant 1992). Ez a tendencia az MMM adatok alapján hazánkban is kimutatható. A hosszú távú vonulók számára a pihenő- és zsírfelhalmozó területek állapota fontos lehet a túlélési rátájuk korlátozásában, és jelentős hatása lehet a rákövetkező költési időszak reprodukciós rátájára és az utódok minőségére (Newton 2004, 2006, Grenberg & Marra 2005). Fontos a Mediterráneum keleti területein megismerni a potenciális pihenőterületeket és azok állapotát a jövőbeni hatékony védelemhez. Amennyiben a Kárpát-medencei vizes élőhelyek az utolsó jelentős zsírfelhalmozó területek, fontos megvizsgálunk az évek közötti ingadozás összefüggését a téli túléléssel és a rákövetkező év reprodukciós rátájával, hogy megismerjük ezek szabályozó szerepét, és fel tudjunk lépni a védelem érdekében. Jelen vizsgálatban ezt az összefüggést nem tudtuk kimutatni, de a pihenőhelyeken történő folyamatos adatgyűjtéssel, és a 2002-ben beindított költési időszaki monitorozással és túlélési ráták becslésével ennek alapjait megteremtettük.

## 7 SZINTÉZIS

A vonuló madarak állományának alakulását az éves ciklusuk alatt használt területeken ható folyamatok együttesen határozzák meg (Newton 2004), ezáltal mind az állományok monitorozása, mind az állományváltozások okainak feltárása jelentősen összetettebb, mint az állandó fajok esetében. A különböző módszerrel gyűjtött adatsorok egymástól különböző és nehezen értelmezhető eredményeket adhatnak (Payevsky 2006, Ewing 2008). A hazai megfigyelés alapú és madárgyűrűzés alapú hosszútávú adatsorok alapján is sok esetben eltérő képet kaptunk. Vizsgálataink alapján egyértelműnek látszik, hogy a hosszútávú vonulók állományaiban jelentkező csökkenések Európában (Berthold et al. 1993, 1998, Sanderson et al. 2006, Ewing 2008, Hjelldberg 2008), a Kárpát-medencében is jelentkeznek. Azonban ennek okai szerteágazóak lehetnek.

Az Európa más országaiban tapasztalt állományváltozásokat illetően sok hipotézis keletkezett. Szinte biztos, hogy jelentős szerepet játszanak költőterületi, telelőterületi és vonulással kapcsolatos hatások. A költőterületi hatások között jelentősnek bizonyultak a mezőgazdaság intenzifikálódása (Donald et al. 2001, 2006), a mezőgazdasági és gyepterületek degradációja, a területhasználat szerkezetváltása (Reif et al. 2008a, 2008b, Verhulst et al. 2004, Nagy et al. 2009), és a vizes-, valamint erdei élőhelyek degradációja (Fuller et al. 2007), és természetesen az élőhelyek fragmentációja, habár ez utóbbihoz a vizsgálatok szerint a vonuló fajok jobban képesek alkalmazkodni diszperziós képességük miatt (Paradis et al. 1998).

A telelőterületi hatások közül sokat foglalkoztak az afrikai szárazodás, csapadék- és vegetációviszonyok hatásaival (Withstanely 1973, Peach et al. 1991, Szép 1995a, 1995b, Szép et al. 2006), kiemelten a szárazságok által sújtott Szahel-övezetben (Morel 1973). Ezen kívül feltételezhetőek más tényezők is amelyek hatnak a madárállományok változásaira, mint az afrikai mezőgazdaság és urbanizáció előretörése és az élőhelyek ezzel kapcsolatos degradációja (Wilson & Cresswell 2006, Cresswell et al. 2007, Ewing 2008). Ugyan a Pálerktikumból Afrikába vonulók közül csak kevés faj telel az erdős területeken (Moreau 1972, Morel & Morel 1992, Pearson & Lack 1992, Salewski & Jones 2006), de az erdőirtás ezeket kiemelten érintheti (Ewing 2008).

A vadászat sok esetben előkerül, mint jelentős ok a vonuló madarak állományának csökkenésénél, de csak kevés esetben sikerült ezt bizonyítani.

A vonulás során a pihenőhelyek állapota elsősorban a partimadaraknál befolyásolja jelentősen a későbbi állományméretet (Csörgő & Halmos 2000, Halmos & Csörgő 2001, Baker et al.



2004, Newton 2006), de sok olyan énekesmadárfaj esetében is komoly tényező lehet, amelyek jelentős zsírfelhalmozást követő nagy ugrásokkal vonulnak (Csörgő et al 1998, Newton 2006). A zsírfelhalmozás határozza meg a repülési távolságot és ezen keresztül a vonulás sikerességét (Csörgő & Halmos 2002, Halmos 2000, Halmos et al. 2009). Elsősorban tavasszal, a költőterületre tartó madarak esetében az érkezési idő, a fizikai állapot mind-mind meghatározói lehetnek a későbbi reprodukciós sikernek.

A klímaváltozás sokrétűen hathat a hosszútávú vonulókra. Költőterületi elterjedésük változóban van, és ez a jövőben előreláthatólag folytatódni fog (Huntley et al. 2007). A költőterületek és telelőterületek közötti távolság várhatóan nőni fog, ami nehezebbé teszi sok faj számára a vonulást, ha egyáltalán tud alkalmazkodni ehhez (Doswald et al. 2009, Gregory et al. 2009). A telelőterületek közötti váltás képessége és lehetősége meghatározhatja a faj jövőbeni sikerességét, ami elérhető fenotipikus plaszticitással, vagy bizonyos genotípusokon ható szelekcióval (Coppack & Both 2002, Csörgő & Halmos 2009). A tavaszi hőmérsékletek változásával, a táplálékcúcsok eltolódásával az állandó fajok kompetitív előnyre tehetnek szert a vonulókkal szemben (Both et al. 2006), és azok a vonulók lehetnek sikeresek, amelyek gyorsan képesek változtatni érkezési idejüket (Møller et al. 2008). Mindez kapcsolatban van azzal, hogy erősen változó világunkban azok a fajok lehetnek sikereesebbek, amelyek jobban képesek alkalmazkodni, nagyobb fokú plaszticitás jellemzi őket. Ezek általában a generalista, nagy plaszticitással rendelkező fajok (Shultz & Bradbury 2005).

A hazai adatsorok esetében néhány fajnál tudtuk tesztelni a tavaszi érkezés eltolódásának hatását az állományváltozásra. A gyenge összefüggés megegyezett a fenti hipotézis által várttal, azaz minél jobban tudta egy faj módosítani az érkezési idejét, annál kevésbé volt csökkenő állományú.

A növekvő állományú fajok egy csoportja összefüggésbe hozható a területhasználat szerkezetváltásával, a bokrosodással, beerdősüléssel, erdősítéssel, ahogy ez Csehországban is kimutatható volt (Reif et al. 2008). Csökkenő állományú, rovarevő fajok esetén feltételezhető, hogy a külterjes állatállomány csökkenése hatással van a populációikra (Møller 2001).

Vizsgálataink során a különböző módszerekkel kimutatott állományváltozások és a demográfiai paraméterekben tapasztalható trendek alapján néhány olyan fajt találtunk, amely minden adatsor alapján csökkenő állományú. Ezek transz-szaharai vonulók, és telelőterületeik a nedves bokros, erdős területeken vannak. Ezek közül a kerti poszáta esetében volt lehetőségünk a mélyebb demográfiai háttér vizsgálatára. Ennél a fajnál a túlélési ráta

szignifikáns folyamatos csökkenése tapasztalható. Feltételezhető, hogy a faj általános állománycsökkenése telelőterületi okokkal hozható összefüggésbe. Ez lehet a sok fajnál kimutatott száraz területekkel való összefüggés vonulás közben, vagy pedig a még nem ismert, de sejtett probléma a nedvesebb afrikai területeken.

A populációdinamikai vizsgálatokban a túlélési ráta csökkenés azoknál a fajoknál volt elsősorban kimutatható, amelyeknél az őszi vonulás során jelentős a zsírfelhalmozás, így a pihenőhelyek állapota és repülési távolságok változása is negatívan befolyásolhatja őket. Ezek közül a fajok közül van olyan, amely a hosszútávú madárgyűrűzési vizsgálatok alapján stabil vagy növekvő populációval rendelkezik az optimális költőhelyén, viszont az országos adatsorok állományának csökkenését jelzik. Ezeknél a fajoknál feltételezhető, hogy a korlátozó telelőterületi hatások következtében először a faj visszahúzódik a szuboptimális élőhelyekről, elterjedési területe zsugorodik. Így tulajdonképpen egy ideig az optimális élőhelyek folyamatos immigrációval feltöltődnek, és ezért az itteni vizsgálatok nem képesek kimutatni a telelőterületi mortalitás következtében egyébként csökkenő populációs trendeket. Ez az összefüggés a közeljövőben lehetséges jelentős állománycsökkenésekre hívja fel a figyelmet, ami a többféle adatbázis együttes értelmezésével ismerhető csak fel. Feltételezhető, hogy Nyugat-Európában az optimális élőhelyek is tapasztalható csökkenése (Berthold et al. 1993, 1998, Böhning-Gaese & Bauer 1996) ezen fajok esetében annak köszönhető, hogy a optimális és szuboptimális élőhelyekből álló metapopulációs szerkezet a szuboptimális élőhelyek eltűnésével már felbomlott.

Ha a tudományos kérdésekre hosszú vizsgálatok során meg is találjuk a választ, és felismerjük a hosszútávú vonuló madárfajok esetében az állományuk csökkenése mögött rejlő okokat, szembesülnünk kell a következő kérdéssel: mit lehet, és mit kell tenni ahhoz, hogy megőrizzük ezeket a fajokat? Egy-egy ritka faj esetében sikeresek lehetnek a nagy erőfeszítéssel és nagy pénzbefektetéssel végzett védelmi programok. Az Európai Unióban azoknak a fajoknak javult sokat a helyzete, amelyeket európai fajvédelmi tervvel, és ennek következtében tervezett és magasabb szinten és pénzügyi támogatással végrehajtott programok támogattak (Donald et al 2007). Hazánkban is megállapítható, hogy pl. a parlagon (Aquila heliaca), a kerecsensólyom (Falco cherrug) és a tűzok (Otis tarda) esetében eddigi erőfeszítéseink eredményre vezettek, és állományuk növekszik, azonban ez nem jelenti azt, hogy a természet állapota és a madárállományok egyöntetűen pozitív irányban alakulnak. Sőt egyértelműen igazolható ennek ellenkezője.

A gyakori, hosszútávú-vonuló madárfajok védelme két ok miatt is nagyon nehéz. Egyrészt általában nem fajspecifikus, hanem szélesebb körben ható tényezők befolyásolhatják az állomány változását, másrészt ezek a tényezők sok ország hatalmas földrajzi kiterjedésű területein hatnak. Azaz bármi, amit tenni tudunk, és tennünk kell, nagyléptékű kell, hogy legyen. Azaz sok ország szakpolitikai döntéseit kell befolyásolni, nemzetközi és nemzeti szinten egyaránt. Valamint tudnunk kell forrásokat teremteni, és ezt a leghatékonyabban felhasználni, azaz a megfelelő biológiai megalapozottsággal a leginkább eredményre vezető módszerekbe fektetni (Martin et al. 2007). Ehhez folyamatosan szükség van megfelelő információkra, így a különböző az állományok változását és a demográfiai paramétereket monitorozó rendszerek további fejlesztése, összehangolt működtetése és együttes elemzése a jövő kiemelt feladata.

## 8 TÉZISEK

- Kimutattam, hogy az országosan reprezentatív mintában a hosszútávú vonuló madarak állománya Magyarországon jobban csökken, mint a rövidtávú- és parciális vonuló valamint állandó madárfajoké.
- Kimutattam, - a két kedvező élőhelyen gyűjtött madárgyűrzési adatsor alapján – hogy a különböző vonulási stratégiát alkalmazó fajcsoportok állományváltozásai között kisebb különbségek vannak, mint amilyeneket nyugat-európai vizsgálatokban tapasztaltak, és itt elsősorban a parciális- és rövidtávú vonuló fajok állományai csökkentek.
- Kimutattam, hogy a megfigyelésen alapuló országos és a befogáson alapuló helyi adatsorok által mutatott állományváltozások között jelentős különbség van.
- Kimutattam - az Ócsai Madárvártán gyűjtött fogási adatsorok alapján - 15 faj közül 2 faj erős, 9 faj gyenge-közepes éves reprodukciós ráta denzitásfüggőségét.
- Kimutattam - fogás-visszafogási adatok alapján becsült apparens túlélési ráták és a produktivitás indexének ingadozása alapján - hogy a megvizsgált 6 madárfaj közül 2 faj esetében egyértelmű telelőterületi korlátozás, míg 1 fajnál költőterületi korlátozás működik. A maradék 3 faj esetében a reprodukciós siker és a túlélési ráta esetében is erős összefüggést találtam, így itt vegyes vagy váltakozó korlátozás állapítható meg.
- Megkerestem - a fogás-visszfogási adatok alapján számított apparens túlélési ráták és az afrikai területek csapadékvizonyai és vegetációállapotának változását jelző indexek alapján - a foltos nádiposzáta és a cserregő nádiposzáta esetében az állományváltozásaikra potenciálisan legjobban ható afrikai területeket.
- Kimutattam, hogy a lokálisan stabil, de országosan csökkenő állományú fajok esetében hosszútávon csökken a túlélési ráta.
- Kimutattam, hogy a füsti fecske esetében a Magyarországon az őszi vonulás során felhalmozott zsír mennyisége hasonló a spanyolországi és olaszországi pihenőhelyeken tapasztaltakéval.
- Megállapítottam - repülési távolság modellezésével - hogy a füsti fecske esetében a felhalmozott zsírmennyiség elégséges a Mediterráneum átszelésére, de nem elég a Szaharán való közvetlen átkelésre.

## 9 KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Mindenekelőtt köszönettel tartozom témavezetőmnek Dr. Török Jánosnak a türelméért, bizalomért és támogatásért amit számomra biztosított és tanítómesteremnek Dr. Csörgő Tibornak a mindig kitartó támogatásért, amit az elmúlt évtizedekben nyújtott.

Köszönöm Dr. Szép Tibornak a segítséget, amire mindig számíthattam amikor szükségem volt rá. Külön szeretném megköszönni a segítséget Karcza Zsoltnak, Nagy Károlynak, Németh Ákosnak és Vadász Csabának az adatokkal kapcsolatos segítségüket és hasznos tanácsaikat.

Szeretnék köszönetet mondani azoknak, akiknek név szerint nem tudok. Szeretném megköszönni annak a sok száz embernek az áldozatos munkáját, akik önkéntesként részt vettek a madárgyűrésben Ócsán, Izsákon és országsszerte, valamint akik évről-évre hozzájárulnak terepi adataikkal a Mindennapi Madaraink Monitoringja program adatbázisához, akik munkája nélkül egy sort sem tudtam volna leírni.

Köszönöm a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (MME) munkatársainak külön kiemelve a Monitoring Központot és a Madárgyűrzési Központot, hogy mindig segítségemre voltak munkám során. Köszönöm a Kiskunsági Nemzeti Parknak, hogy hozzájárult az Izsáki Madárvárta adatainak felhasználásához. Köszönettel tartozom az MME és nemzetközi szervezete a BirdLife International önkénteseinek, tisztségviselőinek és munkatársainak, hogy mindig inspirálnak munkám folytatására.

Végezetül, de nem utolsósorban köszönöm családomnak a türelmet és segítséget, hogy lehetővé tették értekezésem elkészítését.

## **10 IRODALOMJEGYZÉK**

Ahola, M., T. Laaksonen, T. Eeva, and E. Lehikoinen. 2007. Climate change can alter competitive relationships between resident and migratory birds. *Journal of Animal Ecology* **76**: 1045-1052.

Akaike, H. 1973. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. 267-281, editors. Pages 267-281 B. Petrov, and F. Csáki, editors. Second International Symposium on Information Theory. Akadémiai Kiadó, Budapest, Hungary.

Alerstam, T. 1990. Bird migration. Cambridge University Press.

Askins, R. A., J. F. Lynch, and R. Greenberg. 1990. Population declines in migratory birds in eastern North America. *Current Ornithology*, Vol. 7: 1-58.

Aunins A., Mārdega I. (2009): Results of the breeding bird counts after the fourth season Putni dabā 2009/1: 10-12.

Baillie, S. R., R. E. Green, M. Boddy, and S. T. Buckland. 1986. An evaluation of the constant effort sites scheme. BTO Research Report 21. BTO, Thetford.

Baillie, S. R. 1990. Integrated population monitoring of breeding birds in Britain and Ireland. *Ibis* **132**: 151-166.

Baillie, S. R., and W. J. Peach. 1992. Population Limitation in Palearctic-African Migrant Passerines. *Ibis* **134**: 120-132.

Baillie, S., J. Marchant, Leech, D.I., Joys, A.C., D. Noble, C. Barimore, M. Grantham, K. Risely, and R. Robinson. 2009. Breeding Birds in the Wider Countryside: their conservation status 2008. BTO Research Report No. 516. BTO, Thetford.

Báldi, A., C. Moskát, and T. Szép 1997. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer IX. Madarak. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.

Báldi, A., and S. Faragó. 2007. Long-term changes of farmland game populations in a post-socialist country (Hungary). *Agriculture, Ecosystems and Environment* **118**: 307-311.

- Baker, A. J., P. M. González, T. Piersma, L. J. Niles, de Lima Serrano do Nascimento, I, Atkinson, P. W., N. A. Clark, C. Minton, M. K. Peck, and G. Aarts. 2004. Rapid population decline in red knots: fitness consequences of decreased refuelling rates and late arrival in Delaware Bay. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B: Biological Sciences* **271**: 875-882.
- Bairlein, F. 1995. European-African songbird migration network. *Manual of field methods*. Wilhelmshaven.
- Bairlein, F. 2003. The study of bird migrations - some future perspectives. *Bird Study* **50**:243-253.
- Berthold, P. 1996. *Control of bird migration*. Chapman & Hall, London
- Berthold, P., A. Kaiser, U. Querner, and R. Schlenker. 1993. Analysis of trapping figures at Mettnau station, S. Germany, with respect to the population development in small birds: a 20 years summary. *Journal of Ornithology* **134**: 283-283.
- Berthold, P., W. Fiedler, R. Schlenker, and U. Querner. 1998. 25-Year Study of the Population Development of Central European Songbirds: A General Decline, Most Evident in Long-Distance Migrants. *Naturwissenschaften* **85**: 350-353.
- Berthold, P., and W. Fiedler. 2005. Changes in the populations of small birds in central Europe, as evidenced by 32 years of trapping data: numbers are mostly declining. *Vogelwarte* **43**: 97-102.
- Both, C., S. Bouwhuis, C. M. Lessells, and M. E. Visser. 2006. Climate change and population declines in a long-distance migratory bird. *Nature* **441**: 81-83.
- Böhning-Gaese, K., and H. G. Bauer. 1996. Changes in species abundance, distribution, and diversity in a central European bird community. *Conservation Biology* : 175-187.
- Brown, M. E. 1996. Assessing body condition in birds. *Current Ornithology* **13**:67-135.
- Cavé, A. J. 1983. Purple Heron survival and drought in tropical West-Africa. *Ardea* **71**: 217-224.

Chamberlain, D. E., R. J. Fuller, R. Bunce, J. C. Duckworth, and M. Shrubbs. 2000. Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology* **37**: 771-788.

Chylarecki, P., and D. Jawinska. 2007. Common Breeding Birds Monitoring in Poland: Annual report 2005-2006. Polish Society for the Protection of Birds, Warszawa.

Cooch, E., and G. C. White. 2009. Program MARK: a gentle introduction. 7th edition. [www.phidot.org/software/mark](http://www.phidot.org/software/mark).

Cormack, R. M. 1964. Estimates of survival from the sighting of marked animals. *Biometrika* **51**:429-438.

Cowley, E., and G. M. Siriwardena. 2005. Long-term variation in survival rates of Sand Martins *Riparia riparia*: dependence on breeding and wintering ground weather, age and sex, and their population consequences. *Bird Study* **52**:237-251.

Cramp, S., and D. Snow 1998. The Complete Birds of the Western Palearctic. Oxford University Press.

Cresswell, W. R., J. M. Wilson, J. Vickery, P. Jones, and S. Holt. 2007. Changes in densities of Sahelian bird species in response to recent habitat degradation. *Ostrich: Journal of African Ornithology* **78**:247

Csörgő, T., J. Gyurácz, G. Halmos, G. Miklay, and S. Palkó. 1998. Some results of the Acroproject in Hungary. *Proc. 22 Int. Ornithol. Congr. Durban, Ostrich* **69**:343-344.

Csörgő, T., Z. Karcza, and S. Palkó. 2001. Use of long-term birdringing data for monitoring passerine populations in Hungary. Pages 84-87 R. Field, R.J. Warren, H. Okarma, and P.R. Sievert, editors. *Wildlife. land, and people: priorities for the 21st century*. Proceedings of the 2nd International Wildlife Management Congress. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland, USA.

Csörgő, T., and G. Halmos. 2000. A sarlós partfutó (*Calidris ferruginea*) tavaszi vonulása Tunéziában. *Ornis Hungarica* **10**:129-135.

Csörgő, T., and G. Halmos. 2002. Átkelés a Mediterráneumon - Pihenőhelyek szerepe a madárvonulásban. *Áltattani Közlemények* **87**:165-177.



- Csörgő, T., G. Halmos, and Z. Karcza. 2004. Énekesmadarak monitorozás az Ócsai Tájvédelmi Körzetben. *Természetvédelmi Közlemények* **11**:465-472
- Csörgő, T., Z. Karcza, G. Halmos, G. Magyar, J. Gyurácz, T. Szép, A. Schmidt, A. Bankovics, and E. Schmidt, editors. 2009. *Magyar Madárvonulási Atlasz*. Kossuth Kiadó, Budapest.
- Csörgő, T., and G. Halmos. 2009. Changing of wintering site or recovery provision - an analysis of ringing data of Hungarian Lapwings, *Vanellus vanellus*. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* **in press**.
- Den Held, J. J. 1981. Population change of the Purple Heron in relation to drought in the wintering area. *Ardea* **69**:185-191.
- DeSante, D. F., K. M. Burton, J. F. Saracco, and B. L. Walker. 1995. Productivity indices and survival rate estimates from MAPS, a continent-wide programme of constant-effort mist-netting in North America. *Journal of Applied Statistics* **22**:935-947.
- DeSante, D. F., D. R. O'Grady, and P. Pyle. 1999. Measures of productivity and survival derived from standardized mist-netting are consistent with observed population changes. *Bird Study* **46**:S178-188.
- DeSante, D. F., M. P. Nott, and D. R. O'Grady. 2001. Identifying the proximate demographic cause (s) of population change by modelling spatial variation in productivity, survivorship, and population trends. *Ardea* **89**:185-208.
- DeSante, D. F., K. M. Burton, P. Velez, D. Froehlich, and D. R. Kaschube. 2008. *MAPS Manual: 2008 Protocol*. Contribution No. 127 of The Institute for Bird Populations
- Donald, P. F., R. E. Green, and M. F. Heath. 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B: Biological Sciences* **268**:25-29.
- Donald, P. F., F. J. Sanderson, I. J. Burfield, and F. P. Van Bommel. 2006. Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990-2000. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **116**:189-196.

Donald, P. F., F. J. Sanderson, I. J. Burfield, S. M. Bierman, R. D. Gregory, and Z. Waliczky. 2007. International conservation policy delivers benefits for birds in Europe. *Science* **317**:810-813

Doswald, N., S. G. Willis, Y. C. Collingham, D. J. Pain, R. E. Green, and B. Huntley. 2009. Potential impacts of climatic change on the breeding and non-breeding ranges and migration distance of European *Sylvia* warblers. *Journal of Biogeography* **36**:1194-1208.

Ewing, S. 2008. A review of the population trends of Afro-Palearctic migrants and some potential factors contributing to these declines. RSPB Research Report No.31. , Royal Society for the Protection of Birds.

Feu, C. D., and J. McMeeking. 1991. Does constant effort netting estimate juvenile abundance? *Ringed & Migration* **12**:118-123.

Foppen, R., C. Braak, J. Verboom, and R. Reijnen. 1999. Dutch Sedge Warblers *Acrocephalus schoenobaenus* and West-African rainfall: empirical data and simulation modelling show low population resilience in fragmented marshlands. *Ardea* **87**:113-127.

Foppen, R., J. Chardon, and W. Liefveld. 2000. Understanding the Role of Sink Patches in Source-Sink Metapopulations: Reed Warbler in an Agricultural Landscape. *Conservation Biology* **14**:1881.

Forchhammer, M. C., E. Post, and N. Chr. 2002. North Atlantic Oscillation timing of long- and short-distance migration. *Journal of Animal Ecology* **71**: 1002-1014.

Fowler, J., and L. Cohen 1986. Statistics for ornithologists. British Trust for Ornithology.

Fuller, R. J., K. W. Smith, P. V. Grice, F. A. Currie, and C. P. Quine. 2007. Habitat change and woodland birds in Britain: implications for management and future research. *Ibis* **149**:261-268.

Greenberg, R., and P. P. Marra 2005. Birds of two worlds: the ecology and evolution of migration. Johns Hopkins Univ Pr.

Gregory, R. D., N. I. Wilkinson, D. G. Noble, J. A. Robinson, A. F. Brown, J. Hughes, D. Procter, D. W. Gibbons, and C. A. Galbraith. 2002. The population status of birds in the United Kingdom, Channel Islands and Isle of Man: an analysis of conservation concern 2002-2007. *British Birds* **95**:410-448.

Gregory, R. D., D. Noble, R. Field, J. H. Marchant, M. Raven, and D. W. Gibbons. 2003. Using birds as indicators of biodiversity. *Ornis Hungarica* **12**:11-24.

Gregory, R. D., D. G. Noble, and J. Custance. 2004. The state of play of farmland birds: population trends and conservation status of lowland farmland birds in the United Kingdom. *Ibis* **146**:1-13.

Gregory, R. D., A. Van Strien, P. Vorisek, A. W. Gmelig Meyling, D. G. Noble, R. P. Foppen, and D. W. Gibbons. 2005. Developing indicators for European birds. *Philosophical Transactions B* **360**:269.

Gregory, R. D., P. Vorisek, A. Van Strien, A. Meyling, F. Jiguet, L. Fornasari, J. Reif, P. Chylarecki and I. J. Burfield 2007. Population trends of widespread woodland birds in Europe. *Ibis* **149**:78-97.

Gregory, R. D., S. G. Willis, F. Jiguet, P. Voš'ek, A. Klvaňová, A. van Strien, B. Huntley, Y. C. Collingham, D. Couvet, and R. E. Green. 2009. An indicator of the impact of climatic change on European bird populations. *PLoS ONE* **4**: 4678.

Halmos, G. and T. Csörgő. 2001. Important refuelling wetlands for waders in Tunisia. Pages 90-92. R. Field, R.J. Warren, H. Okarma, and P. R. Sievert, editors. *Wildlife, land, and people: priorities for the 21st century. Proceedings of the 2nd International Wildlife Management Congress*. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland, USA.

Halmos, G. and Zs. Karcza. 2004. Az Állandó Hálófelületű Gyűrűzés (CES) program protokollja. MME, Budapest

Halmos, G., Z. Karcza, N. Á., and T. Csörgő. 2009. The migratory fattening of the barn swallow *Hirundo rustica* in Hungary. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* **in press**.

Hahn, S., S. Bauer, and F. Liechti. 2009. The natural link between Europe and Africa - 2.1 billion birds on migration. *Oikos* **118**:624-626.

Heldbjerg, H., T. Fox, H. AF Heldbjerg, and T. Fox. 2008. Long-term population declines in Danish trans-Saharan migrant birds. *Bird Study* **55**:267-279.

Hjort, C., and C. G. Lindholm. 1978. Annual bird ringing totals and population fluctuations. *Oikos* **30**:387-392.

Holmes, R. T., and R. T. AF Holmes. 2007. Understanding population change in migratory songbirds: long-term and experimental studies of Neotropical migrants in breeding and wintering areas. *Ibis* **149**:2-13.

Huntley, B., R. E. Green, Y. C. Collingham, and S. G. Willis 2007. A climatic atlas of European breeding birds. Lynx Edicions.

Hüppop, O., and K. Hüppop. 2003. North Atlantic Oscillation and timing of spring migration in birds. *Proceedings: Biological Sciences* **270**:233-240.

Jenni, L. 1998. EURING Swallow Project. Field manual (revised version). Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Jolly, G. M. 1965. Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration-stochastic model. *Biometrika* **52**:225-247.

Jones, J., D. Norris, M. Girvan, J. Barg, T. Kyser, and R. Robertson. 2008. Migratory connectivity and the rate of population decline in a vulnerable songbird. *The Condor* **110**:538-544.

Kaiser, A. 1993. A New Multi-Category Classification of Subcutaneous Fat Deposits of Songbirds. *Journal of Field Ornithology*:246-255.

Kanyamibwa, S., A. Schierer, R. Pradel, and J. D. Lebreton. 1990. Changes in adult annual survival rates in a western European population of the White Stork *Ciconia ciconia*. *Ibis* **132**:27-35.

Kirby, J. S., A. J. Stattersfield, S. Butchart, M. I. Evans, R. Grimmett, V. R. Jones, J. O'Sullivan, G. M. Tucker, and I. Newton. 2008. Key conservation issues for migratory land- and waterbird species on the world's major flyways. *Bird Conservation International* **18**:S49-S73

Kiss, A., T. Csörgő, A. Harnos, S. Kovács, and K. Nagy. 2008. A sisegő füzike (*Phylloscopus sibilatrix*) vonulása és a klímaváltozás. *Klíma Füzetek* **21** **56**:91-99.

Lebreton, J. D., K. P. Burnham, J. Clobert, and D. R. Anderson. 1992. Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals: A unified approach with case studies. *Ecological Monographs* **62**: 67-118.

- Lemoine, N., and K. Bohning-Gaese. 2003. Potential Impact of Global Climate Change on Species Richness of Long-Distance Migrants. *Conservation Biology* **17**:577.
- Martin, T. G., I. Chades, P. Arcese, P. P. Marra, H. P. Possingham, and D. Norris. 2007. Optimal Conservation of Migratory Species. *PLoS ONE* **2**:e751.
- Miholcsa, T., A. Tóth, and T. Csörgő. 2009. Change of the timing of autumn migration in *Acrocephalus* and *Locustella* genus. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* **55**:175-185.
- Moreau, R. E. 1972. The Palaearctic-African bird migration systems. Academic Press.
- Morel, G. J. 1973. The Sahel zone as an environment for Palearctic migrants. *Ibis* **115**:413-417.
- Morel, G., and M.-Y. Morel. 1992. Habitat use by Palaearctic migrant passerine birds in West Africa. *Ibis* **134**:83-88.
- Møller, A. P. 1989. Population dynamics of a declining swallow *Hirundo rustica* population. *The Journal of Animal Ecology* **53**: 1051-1063.
- Møller, A. P. 2001. The effect of dairy farming on barn swallow *Hirundo rustica* abundance, distribution and reproduction. *Journal of Applied Ecology* **38**:378-389.
- Møller, A. P., D. Rubolini, E. and Lehikoinen 2008. Populations of migratory bird species that did not show a phenological response to climate change are declining. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **105**:16195-16200
- Nagy, Sz., K. Nagy, and T. Szép. 2009. Potential impact of EU accession on common farmland bird populations in Hungary. *Acta Ornithologica* **44**:37-44.
- Newton, I. 2004. Population limitation in migrants. *Ibis* **146**:197-226.
- Newton, I. 2004b. The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis* **146**:579-600.
- Newton, I. 2006. Can conditions experienced during migration limit the population levels of birds? *Journal of Ornithology* **147**:146-166.

- Ormerod, S. J. 1989. The influence of weather on the body mass of migrating Swallows *Hirundo rustica* in south Wales. *Ringling & Migration* **10**:65-74.
- Ormerod, S. J. 1991. Pre-migratory and migratory movements of swallows *Hirundo rustica* in Britain and Ireland. *Bird Study* **38**:170-178.
- Pannekoek, J., and A. Van Strien. 2005. TRIM 3 manual (Trends & Indices for Monitoring data). Statistics Netherlands.
- Payevsky, V. 2006. Mechanisms of population dynamics in trans-Saharan migrant birds: A review. *Entomological Review* **86**:S82-S94
- Pearson, D., and P. Lack. 1992. Migration patterns and habitat use by passerine and near-passerine migrant birds in eastern Africa. *Ibis* **134 suppl.**:89-98.
- Peach, W. J., S. T. Buckland, and S. R. Baillie. 1990. Estimating survival rates using mark-recapture data from multiple ringing sites. *Ring* **13**:87-102.
- Peach, W. J., S. R. Baillie, and L. Underhill. 1991. Survival of British Sedge Warblers *Acrocephalus schoenobaenus* in relation to West African rainfall. *Ibis* **133**:300-305.
- Peach, W. J., H. Q. Crick, and J. H. Marchant. 1995. The demography of the decline in the British willow warbler population. *Journal of Applied Statistics* **22**:905-922.
- Peach, W. J., S. T. Buckland, and S. R. Baillie. 1996. The use of constant effort mist-netting to measure between-year changes in the abundance and productivity of common passerines. *Bird Study* **43**:142-156.
- PECBMS 2009. The State of Europe's Common Birds. CSO/RSPB, Prague, Czech Republic.
- Pennycuik, C. J. 1998. Computer Simulation of Fat and Muscle Burn in Long-distance Bird Migration. *Journal of Theoretical Biology* **191**:47-61.
- Pennycuik, C. J. 2008. Modelling the flying bird. Academic Press.
- Pennycuik, C. J., A. Hedenstrom, and M. Rosén. 2000. Horizontal flight of a swallow (*Hirundo rustica*) observed in a wind tunnel, with a new method for directly measuring mechanical power. *Journal of Experimental Biology* **203**:1755-1765.

- Piersma, T. 1987. Hop, skip or jump? Constraints on migration of arctic waders by feeding, fattening and flight speed. *Limosa* **60**:185-194.
- Pilastro, A., and A. Magnani. 1997. Weather conditions and fat accumulation dynamics in pre-migratory roosting Barn Swallows *Hirundo rustica*. *Journal of Avian Biology*:338-344.
- Pilastro, A., and F. Spina. 1999. Fat accumulation in pre-migratory roosting barn swallows in Europe. Pages 219-228. *Proceedings of the 22nd International Ornithological Congress*.
- Pollock, K. H., J. D. Nichols, C. Brownie, and J. E. Hines. 1990. Statistical inference for capture-recapture experiments. *Wildlife Monographs* **107**:1-97.
- Rappole, J. H., and M. V. McDonald. 1994. Cause and effect in population declines of migratory birds. *The Auk* **111**:652-660.
- Reif, J., P. Vorisek, K. Stastny, and V. Bejcek. 2006. Population trends of birds in the Czech Republic during 1982-2005. *Sylvia* **42**:22-37.
- Reif, J., P. Vorisek, K. Stastny, V. Bejcek, J. Petr, J. AF Reif, P. Vorisek, K. Stastny, V. Bejcek, and J. Petr. 2007. Population increase of forest birds in the Czech Republic between 1982 and 2003. *Bird Study* **54**:248-255.
- Reif, J., P. Vorisek, K. Stasny, V. Bejcek, and J. Petr. 2008a. Agricultural intensification and farmland birds: new insights from a central European country. *Ibis* **150**:596-605.
- Reif, J., D. Storch, P. Vorisek, K. Stasny, and V. Bejcek. 2008b. Bird-habitat associations predict population trends in central European forest and farmland birds. *Biodiversity and Conservation* **17**:3307-3319.
- Remsen Jr, J. V., and D. A. Good. 1996. Misuse of data from mist-net captures to assess relative abundance in bird populations. *The Auk*:381-398.
- Robinson, R. A. and J. A. Clark. 2006. Declines of Afro-Palearctic migrants: reviewing current information and developing hypotheses. BTO Research Report No 453, British Trust for Ornithology.
- Robinson, R. A., H. Q. P. Crick, and W. J. Peach. 2003. Population trends of Swallows *Hirundo rustica* breeding in Britain: There are regional and habitat differences, but no long-term decline in numbers. *Bird Study* **50**:1-7.

- Robinson, R. A., D. E. Balmer, and J. H. Marchant. 2008. Survival rates of hirundines in relation to British and African rainfall. *Ringling & Migration* **24**:1-6.
- Rubolini, D., A. Gardiazabal Pastor, A. Pilastro, and F. Spina. 2002. Ecological barriers shaping fuel stores in barn swallows *Hirundo rustica* following the central and western Mediterranean flyways. *Journal of Avian Biology* **33**:15-22.
- Sanderson, F. J., P. F. Donald, D. J. Pain, I. J. Burfield, and F. P. Van Bommel. 2006. Long-term population declines in Afro-Palearctic migrant birds. *Biological Conservation* **131**:93-105.
- Saether, B.-E., V. Groetan, P. Tryjanovsky, C. Barbaud, S. Engen, and M. Fulin. 2006. Climate and spatio-temporal variation in the population dynamics of a long distance migrant, the white stork. *Journal of Animal Ecology* **75**:80-90.
- Salewski, V., and P. Jones. 2006. Palearctic passerines in Afrotropical environments: a review. *Journal of Ornithology* **147**:192-201.
- Saracco, J. F., D. F. Desante, and D. R. Kaschube. 2008. Assessing Landbird Monitoring Programs and Demographic Causes of Population Trends. *Journal of Wildlife Management* **72**:1665-1673.
- Sauer, J.R., Droege, S., 1992. Geographic patterns in population trends of North American Neotropical migrants. In: Hagan, J.M., III, Johnston, D.W. (Eds.), *Ecology and Conservation of Neotropical Migrant Landbirds*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, USA.
- Schaub, M., W. Kania, and U. Koppen. 2005. Variation of primary production during winter induces synchrony in survival rates in migratory white storks *Ciconia ciconia*. *Journal of Animal Ecology* **74**:656-666.
- Seber, G. A. F. 1965. A note on the multiple-recapture census. *Biometrika* **52**:249-259.
- Shultz, S., and B. Bradbury. 2005. Brain size and resource specialization predict long-term population trends in British birds. *Proceedings of the Royal Society B* **272**:2305.
- Silkey, M., N. Nur, and G. R. Geupel. 1999. The use of mist-net capture rates to monitor annual variation in abundance: a validation study. *Condor* **101**:288-298.



Siriwardena, G. M., S. R. Baillie, and J. D. Wilson. 1998. Variation in the survival rates of some British passerines with respect to their population trends on farmland. *Bird Study* **45**:276-292.

Sokolov, L. V. 1999. Population dynamics in 20 sedentary and migratory passerine species of the Courish Spit on the Baltic Sea. *Avian Ecol. Behav* **3**:23-50.

Sparks, T. H., K. Huber, R. L. Bland, H. Crick, P. J. Croxton, J. Flood, R. G. Loxton, C. F. Mason, J. A. Newnham, and P. Tryjanowski. 2007. How consistent are trends in arrival (and departure) dates of migrant birds in the UK? *Journal of Ornithology* **148**:503-511.

Stenning, M. J., P. H. Harvey, and B. Campbell. 1988. Searching for density-dependent regulation in a population of pied flycatchers *Ficedula hypoleuca* Pallas. *Journal of Animal Ecology* **57**:307-317.

Svensson, L. 1975. Identification guide to European passerines. Naturhistoriska riksmuseet, Stockholm.

Szentendrey, G., G. Lövei, and G. Kállay. 1979. Az "Actio Hungarica" madárgyűrűző tábor mérési módszerei. *Álattani Közlemények* **66**:161-166.

Szép, T. 1995a. Relationship between west African rainfall and the survival of central European Sand Martins *Riparia riparia*. *Ibis* **137**:162-168.

Szép, T. 1995b. Survival rates of Hungarian sand martins and their relationship with Sahel rainfall. *Journal of Applied Statistics* **22**:891-904.

Szép, T., and D. Gibbons. 2000. Monitoring of common breeding birds in Hungary using a randomised sampling design. *Ring* **22**:45-55.

Szép, T., and K. Nagy. 2002. Mindennapi madaraink monitoringja (MMM) 1999-2000. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest.

Szép, T., Møller, A.P., Piper, S., Underhill, L., Halmos, G., Szabó, D.Z. and P.L. Pap. 2004. Identifying potential wintering and migration areas by using NDVI satellite data and survival data. ESF Workshop "Identifying migration and wintering areas of breeding populations of migrant passerines", Tokaj

Szép, T., and K. Nagy. 2006. Magyarország természeti állapota az EU csatlakozáskor az MME Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM) 1999-2005 adatai alapján. Természetvédelmi Közlemények **12**:5-16.

Szép, T., G. Halmos, and K. Nagy. 2006. Madarak monitorozása - lehetőség a természeti állapotot befolyásoló regionális, országos és globális hatások nyomon követésére. Magyar Tudomány **167**:675-679.

Szép, T., A. P. Møller, S. Piper, R. Nuttall, Z. D. Szabó, and P. L. Pap. 2006. Searching for potential wintering and migration areas of a Danish Barn Swallow population in South Africa by correlating NDVI with survival estimates. Journal of Ornithology **147**:245-253.

Szép, T., and K. Nagy. 2009. Gyakori madarak magyarországi helyzetét tükröző statisztikai táblázatok és elemzések az MME Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM) felmérések 1999-2008. adatai alapján. Kutatási jelentés. MME.

Thaxter, C. B., C. Redfern, and R. M. Bevan. 2006. Survival rates of adult Reed Warblers *Acrocephalus scirpaceus* at a northern and southern site in England. Ringing & Migration **23**:65-79.

Vadász, C., Á. Németh, Z. Karcza, M. Loránt, C. Biró, and T. Csörgő. 2008a. Study on breeding site fidelity of *Acrocephalus* warblers in Central Hungary. Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae **54**:167-175.

Vadász, C., Á. Németh, C. Biró, and T. Csörgő. 2008b. The effect of reed cutting on the abundance and diversity of breeding passerines. Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae **54**:177-188.

Van Strien, A. J., J. Pannekoek, and D. W. Gibbons. 2001. Indexing European bird population trends using results of national monitoring schemes: a trial of a new method. Bird Study **48**:200-213

Väisänen, R. A. 2006. Monitoring population changes of 86 land bird species breeding in Finland in 1983-2005. Linnut-vuosikirja **2005**:83-98.

Verhulst, J., A. Báldi, and D. Kleijn. 2004. Relationship between land-use intensity and species richness and abundance of birds in Hungary. Agriculture, Ecosystems and Environment **104**:465-473.

- Webster, M. S., P. P. Marra, S. M. Haig, S. Bensch, and R. T. Holmes. 2002. Links between worlds: unraveling migratory connectivity. *Trends in Ecology & Evolution* **17**:76-83.
- Virolainen, M. 1984. Breeding biology of the Pied Flycatcher *Ficedula hypoleuca* in relation to population density. *Ann. Zol. Fennici* **21**:187-197.
- Wernham, C., M. Toms, J. Marchant, J. Clark, G. Siriwardena, and S. Baillie 2002. The migration atlas: movements of the birds of Britain and Ireland. T & AD Poyser.
- White, G. C., and K. P. Burnham. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* **46**:120-139.
- Wilcove, D. S., and M. Wikelski. 2008. Going, Going, Gone: Is Animal Migration Disappearing. *PLoS Biology* **6**.
- Wilson, J. M., and W. Cresswell. 2006. How robust are Palearctic migrants to habitat loss and degradation in the Sahel? *Ibis* **148**:789-800.
- Winstanley, D., R. Spencer, and K. Williamson. 1974. Where have all the Whitethroats gone? *Bird Study* **21**:1-14.

## 11 ÖSSZEFOGLALÁS

Értekezésemben a hosszútávú vonulók állományváltozását, és az ezeket meghatározó demográfiai okokat elemeztem. Az állományváltozásokat a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Mindennapi Madarak Monitoringja (MMM) program megfigyelés alapú 1999-2008 közötti adatbázisa, valamint az Ócsai Madárvárta (1989-2008) és a Kolon-tavi Madárvárta (1999-2008) madárgyűrűzési adatbázisán vizsgáltam. Az MMM program eredményei alapján kimutatható volt, hogy országosan a hosszútávú-vonuló madarak állománya jobban csökken, mint a parciális- és rövidtávú vonulóké, valamint az állandó fajoké. Ezen felül kimutatható volt, hogy az agrárterületek madárfajai a leginkább érintettek az állományváltozással. A madárgyűrűzési adatbázisok más mintázatot mutatnak, köszönhetően elsősorban a lokális hatásoknak. Itt elsősorban a magevő, parciális vagy rövidtávú vonuló madárfajoknál mutatkozott állománycsökkenés.

Az Ócsai Madárvárta fogás-visszafogási adatai alapján elemeztem az abundancia, a produktivitás és a túlélési ráták éves változását és vizsgáltam ezek összefüggését, valamint az abundancia meghatározásában betöltött szerepüket fajonként. A reprodukciós ráta 15 vizsgált faj közül 2 esetében erős, 9 esetében gyenge-közepes denzitásfüggést mutatott. 6 faj esetében tudtam vizsgálni, hogy a produktivitás és a téli adult és juvenil túlélési ráta milyen mértékben határozza meg a rákövetkező év abundanciáját. 2 faj esetében egyértelmű telelőterületi korlátozás, míg 1 fajnál költőterületi korlátozás működik. A maradék 3 faj esetében a reprodukciós siker és a túlélési ráta esetében is erős összefüggést találtam, így itt vegyes vagy váltakozó korlátozás állapítható meg.

Az őszi zsírfelhalmozás mértékét és területi, valamint időbeni változatosságát vizsgáltam a füstifecskénél, és összehasonlítottam a kapott eredményeket a Mediterráneumban végzett vizsgálatokkal. Ezek alapján kimutatható volt, hogy jelentős különbség van területek és évek között, valamint megállapítható volt, hogy a zsírfelhalmozás mértéke Magyarországon megközelíti a Mediterráneumban tapasztaltat. Repülési távolság becslések alapján megállapítottam, hogy a felhalmozott zsírmennyiség csak a Földközi-tenger átszelésére elegendő, ennél nagyobb távolságra nem. A zsírfelhalmozás mértéke nem mutatott összefüggést a későbbi túléléssel és állomány nagysággal.

A hosszútávú vonulók esetében az állományok és demográfiai paraméterek jobban tervezett hosszútávú monitorozására, ennek folyamatos értelmezésére és a populációdinamikai összefüggések jobb feltárására tettem javaslatot.

## 12 SUMMARY

The aim of the study was to analyse the population trends of long-distance migrant passerines and to investigate the underlying primary demographic factors and the importance of different parts of their migratory journey in limiting their populations.

Population trends were analysed based on Common Bird Census (MMM) database and yearly ringing totals of two ringing stations (Ócsa, Izsák, Lake Kolon). The populations trends calculated from the MMM database were negative for long-distance migrant species and stable or positive for residents, partial migrants and short-distance migrants between 1999-2008. The population trends from capture data were different and shown small differences with partial migrants having the most negative trends.

Analysis of the yearly abundance, productivity of 17 species based on capture-recapture data revealed density dependence of reproduction rate in 11 species. Joint analyses of abundance, productivity and survival rate of six species showed that the population 2 species limited by survival on the wintering grounds, 1 species limited by productivity.

Fat accumulation of swallows at stopover sites were analysed and compared to studies in the Mediterranean. Differences were found between sites and years in the level of fat accumulation. The fat accumulated was similar to levels in Spain and Italy. Two hypotheses were formed based on the data and its analogy to the Mediterranean data: (1) Barn swallows build up their fat reserves in Hungary and afterwards they maintain it while slowly reaching the ecological barriers. (2) Barn swallows capable of a non-stop migration from Hungary to the southern edge of the Sahara.

Based on the findings a well-planned monitoring and systematic evaluation of population levels and demographic parameters of long-distance migrants is suggested.